

82

Katrin Bauerfeld

Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung

82

Katrin Bauerfeld

Einfluss klimatischer Randbedingungen
auf die Klärschlammbehandlung

Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig

ISSN 0934-9731

DOI 10.24355/dbbs.084-202103230741-0

Herausgeber:

Gesellschaft zur Förderung des Institutes
für Siedlungswasserwirtschaft an der
Technischen Universität Braunschweig e. V.

Braunschweig 2012



**Technische
Universität
Braunschweig**

Vorwort

Weltweite Anstrengungen zur Lösung von abwasserbürtigen Umweltproblemen erfordern den Ausbau von Klärwerken mit der Konsequenz, dauerhaft anfallende hohe Klärschlamm-mengen einer Behandlung und Beseitigung zuzuführen. Auch wenn in der BRD die Lösungen für die jährlich anfallenden 2 Mio. Mg Trockenmasse zur Verfügung stehen, erscheint die Aufgabe weltweit 1,8 Mrd. Mg zu entsorgen gewaltig und für mehrere zukünftige Generationen bestimmt.

Der deutsche Export wird weltweit im Maschinenbau vor allem aber in der Fahrzeugtechnik gerühmt. Bereits heute ist jedoch abzusehen, dass etwa in den Jahren 2030 bis 2040 das Exportvolumen nachhaltiger deutscher Umwelttechnik größer sein wird, als das Volumen im Fahrzeugexport heute. Für den Bereich der Abwassertechnik und Klärschlammbehandlung gilt es daher zu berücksichtigen, dass Anlagen in anderen Ländern bzw. Kontinenten in Folge der anderen klimatischen Randbedingungen und sozioökonomischen Gegebenheiten angepasst gestaltet werden müssen. Heute ist festzustellen, dass deutsche Ingenieure und Anbieter im Weltmarkt gegenüber ihren Konkurrenten mit deutlichen Nachteilen arbeiten müssen, da oftmals deutsche Richtlinien unangepasst für die örtlichen Randbedingungen angewendet werden und darüber hinaus der Umweltsektor kleinteilig, d.h. in Form mittelständischer Unternehmen aufgestellt ist. Um zumindest die Nachteile des deutschen Regelwerkes zu vermeiden, werden im internationalen Geschäft oftmals unreflektiert US amerikanische Normen und Vorgehensweisen übernommen, die die Sachverhalte auch nicht mit der gebotenen Anpassung treffen.

An dieser Stelle setzt die Arbeit von Frau Dipl.-Geoökol. Katrin Bauerfeld an und entwickelt für einzelne Klärschlammbehandlungsweisen, wie die

- Natürliche Schlammentwässerung
- Klärschlammstabilisierung und
- Klärschlamm-desinfektion

neue Bewertungs- und Bemessungsüberlegungen, die verwendet werden können um für die Planungen, den Bau und Betrieb von Klärschlammbehandlungsanlagen in anderen Klimaten (z.B. Afrika, Asien, Lateinamerika) sachgerechte angepasste und umweltbewusste Problemlösungen zu formulieren.

Insbesondere die kritische Auseinandersetzung mit den in der Literatur bisher beschriebenen Erfahrungen in Verbindung mit den Ergebnissen der von Frau Bauerfeld durchgeführten systematischen Untersuchungen und deren saubere statistische Aufarbeitung zeichnen die vorliegende Arbeit aus. Mit Hilfe der von Frau Bauerfeld dargestellten Ergebnisse wird es dem Praktiker möglich sein, im

Rahmen von Auslandprojekten besser als bisher Lösungen anzubieten, die gleichermaßen wissenschaftlich belegt und ökonomisch wie ökologisch optimiert sind. Für die Wissenschaft stellen die Ergebnisse insofern eine Herausforderung dar, als eine Validierung in der Großtechnik noch aussteht.

Die wissenschaftlichen Arbeiten, die Frau Bauerfeld befähigt haben, die hier vorliegende Promotion zu verfassen, wurden vom Bundesministerium für Bildung und Forschung finanziert. Hierfür gilt unser Dank.

Braunschweig im Juni 2012

Prof. Dr.-Ing. Norbert Dichtl

Zusammenfassung

Weltweit ist der Bedarf an angepassten Lösungskonzepten für die Klärschlammbehandlung unverändert hoch. Eine Übertragung der in Deutschland und Mitteleuropa bewährten Behandlungs- und Entsorgungskonzepte auf geänderte Randbedingungen erfordert jedoch eine sachgerechte Anpassung der überwiegend unter hiesigen Verhältnissen erlangten Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb einzelner Verfahrenstechniken. Die klimageographischen Voraussetzungen spielen dabei eine zentrale Rolle bei der Abwägung von Behandlungsvarianten für die biologische Stabilisierung, die natürliche Entwässerung und die Desinfektion.

Die vorliegende Arbeit hat zum Ziel, ausgewählte Behandlungsverfahren für kommunale Klärschlämme bezüglich ihrer Leistungsfähigkeit unter variierenden klimatischen Randbedingungen zu untersuchen und zu bewerten. Neben der getrennten biologischen Stabilisierung im aeroben und anaeroben Milieu, sowie der Brannt- und Löschkalkbehandlung, werden auch Verfahren zur natürlichen Entwässerung und Trocknung in konventionellen und Schilf bepflanzten Trockenbeeten sowie in Solartrocknern untersucht. Aufbauend auf existierenden Erfahrungen und Bemessungsansätzen wurden somit unter besonderer Berücksichtigung der Temperatur gezielt praktische Versuche zur Behandlung kommunaler Klärschlämme unterschiedlicher Qualität in Klimakammern bei 5 bis 30 °C durchgeführt. Aus diesen Ergebnissen werden systematisch Empfehlungen für die Bemessung und den Betrieb sowie eine qualitative Verfahrensbewertung abgeleitet.

Die Ergebnisse bezüglich der biologischen Behandlungsvarianten zeigen, dass eine Stabilisierung im aeroben Milieu prinzipiell sowohl bei niedrigen als auch hohen Umgebungstemperaturen unter Berücksichtigung entsprechender Behandlungsdauern erreichbar ist. Eine vollständige Stabilisierung, charakterisiert durch ein niedriges Restgaspotential, kann bei der anaeroben Behandlung bei Faultemperaturen über 25°C erreicht werden. Somit ist in warmen Klimaten eine anaerobe Klärschlammbehandlung effektiv auch in unbeheizten Faulbehältern möglich. Die Reduktion pathogener Mikroorganismen (Indikator *Escherichia Coli*) ist bei den jeweiligen Temperaturen im aeroben und anaeroben Milieu vergleichbar und erreicht nur bei Vergleichsmessungen unter thermophilen Bedingungen Desinfektionsraten, die eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Verwertung nach US EPA Kriterien erlauben würde. Bei der Klärschlammkompostierung unter Zusatz organischer Strukturmittel hingegen spielt die Umgebungstemperatur lediglich in der Anwärmphase des Materials eine Rolle. Dauer und Intensität der Intensivrotte bleiben unbeeinflusst. Die Qualität des Kompos-

tes wird vielmehr von der Verfahrensführung (Art und Anteil des Strukturmittels, Regelung der Sauerstoffversorgung und des Wassergehaltes, Umsetzen des Materials) bestimmt. Bei einer Selbsterhitzung auf mindestens 55°C werden dabei gute Desinfektionsergebnisse für eine uneingeschränkte stoffliche Verwertung erzielt.

Bei der Kalkbehandlung wird die für die Einstellung eines abbauhemmenden Milieus mit pH-Werten über 12,5 notwendige Kalkdosierung in erster Linie von der Qualität des Klärschlammes bestimmt. Die Umgebungstemperaturen üben lediglich einen Einfluss auf die weitergehende Trocknung des Materials aus. In Abhängigkeit des Feststoffgehalts beträgt die notwendige Dosierung bei der Branntkalkbehandlung entwässerter Schlämme 15 bis 45 % der Klärschlamm-trockenmasse. Soll zusätzlich eine ausreichende Erhitzung des Klärschlamm-Kalk-Gemisches zur weitestgehenden Desinfektion erzielt werden, ist die Dosierung um den Faktor 1,5 bis 2,5 zu erhöhen. Für die Löschkalkbehandlung flüssigen Klärschlammes sind 5 bis 8 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ für eine ausreichende pH-Wert Verschiebung anzustreben. Ein entsprechend mit Kalk behandelter Klärschlamm ist dann unter seuchenhygienischen Kriterien uneingeschränkt stofflich verwertbar.

Bei Verfahren zur natürlichen Klärschlamm-entwässerung und -trocknung beeinflusst das Klima sachbedingt entscheidend die Wasserabgabe und somit den Trocknungsfortschritt. Die für die Dimensionierung bedeutende zulässige Feststoffflächenbelastung für bepflanzte und unbepflanzte Trockenbeetsysteme, angelehnt an großtechnisch erreichbare Entwässerungsziele, beträgt in kalten Klimaten im Vergleich zu hiesigen Bedingungen mit 15 bis 55 kg/(m²·a) nur rund die Hälfte, während in tropischen Klimaten eine Steigerung um bis zu 100 % möglich ist. Der Einfluss des Klimas ist bei der solaren Klärschlamm-trocknung am stärksten, hier können die Anlagen im Vergleich zu hiesigen Randbedingungen ganzjährig und mit der doppelten Feststofffracht beaufschlagt werden.

Insgesamt liefern die Untersuchungsergebnisse eine breite Grundlage für die Dimensionierung und Bewertung von Klärschlammbehandlungstechnologien in verschiedenen Klimaten. Die wichtigsten Verfahrens- und Entscheidungskriterien sind für den Anwender komprimiert aufbereitet, so dass die Leistungsfähigkeit der einzelnen Verfahren neben weiteren lokal sehr unterschiedlichen Einflussfaktoren, beispielsweise den gesetzlichen Anforderungen, dem vorhandenen Stand der Technik und des Wissens, den Verfahrenskosten und relevanten soziokulturellen Aspekten im Anwendungsfall individuell abgewogen werden kann. Zukünftig gilt es jedoch, die in dieser Arbeit erlangten Ergebnisse in der Großtechnik unter lokalen Randbedingungen zu validieren.

Abstract

With the number of wastewater treatment facilities increasing worldwide, the demand for adequate sludge treatment and disposal concepts rises accordingly. In Germany and Central Europe, various options for treating sewage sludge are available. However, when exporting these technologies to other countries, the effect of different climatic conditions plays a key role in deciding on the most suitable treatment option, especially for biological stabilization and natural dewatering systems.

This research work aims at quantifying treatment and disinfection efficiency under varying climatic conditions. It investigates aerobic and anaerobic stabilization of liquid sludge as well as composting of dewatered sludge with organic waste. In addition, quick and slaked lime treatment and different natural sludge dewatering and drying methods are compared, since these low-cost technologies can benefit particularly from high temperatures and solar radiation. Recommendations for process design and operation are given, based on a literature review and lab-scale test results taking into consideration treatment objectives that allow a maximum reuse of high-quality sludge in agriculture.

Experimental results show that aerobic post-stabilization is suitable for both, cold and warm climates, taking into account longer sludge retention times at decreasing temperatures. However, for a fully completed anaerobic digestion, temperatures above 25 °C are necessary. Thus, anaerobic processes in warm climates can be operated without additional heating. Nevertheless, an appropriate reduction of pathogens for unrestricted agricultural reuse, indicated by *Escherichia Coli* concentration, can only be reached at thermophilic aerobic and anaerobic conditions. In contrast, composting of dewatered sewage sludge with organic bulking material is only affected by ambient temperature variations during the initial heating phase. Degradation and disinfection are mainly influenced by process control (e.g. bulking material characteristics, oxygen supply, water content, turning). With temperatures above 55 °C in the compost mixture, high disinfection results are possible for unrestricted reuse of the material.

Addition of quick lime and slaked lime basically depends on sludge characteristics. Ambient temperature only influences water removal during storage of the material. For realizing long-term pH-values above 12.5, the required quick lime quantity amounts to 15 to 45 % of sludge dry mass. In order to keep exothermic temperature reactions on levels higher than 55 °C for maximum disinfection, the required quick lime quantity has to be multiplied by 1.5 to 2.5. Typical slaked lime application rates for liquid sludge treatment vary within 5 to 8 kg

$\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ for sufficient pH increase. Lime treated sludge has a high microbiological quality, allowing unrestricted reuse in agriculture.

Water removal in natural dewatering and drying systems strongly depends on climatic conditions. In temperate climates, a mean annual sludge solids loading rate of 15 to 55 $\text{kg}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ can be realized, nearly doubling the sludge loading rates for cold climates. Compared to conventional sludge drying beds and reed bed systems, solar sludge drying is most dependent on climatic conditions but highly effective, allowing twice as high sludge loading rates as in temperate conditions.

Altogether, the research results can be considered as a comprehensive basis for the design and the evaluation of different sludge treatment options. Nevertheless, a number of additional local factors have to be taken into consideration to guarantee long-term benefits of sludge management concepts. This not only includes physico-geographical, but also legal and socio-cultural aspects and requirements as well as the integration of already existing technologies and financial issues. Therefore, the results and recommendations presented in this thesis have to be evaluated at full-scale and at local conditions.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung.....	1
2	Stand der Technik und des Wissens zur Klärschlammbehandlung unter Berücksichtigung klimatischer Randbedingungen	3
2.1	Einflussfaktoren auf Klärschlammproduktion, -behandlung und -verbleib	3
2.1.1	Klimageographische Faktoren	3
2.1.2	Abwasserbeschaffenheit und Art der Abwasserreinigung.....	5
2.1.3	Gesetzliche Anforderungen an die Klärschlammqualität.....	7
2.1.4	Soziokulturelle Aspekte.....	10
2.1.5	Kosten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung	12
2.2	Verfahrenstechniken zur Klärschlammbehandlung.....	13
2.2.1	Biologische Klärschlammstabilisierung	13
2.2.2	Behandlung mit Kalk	22
2.2.3	Natürliche Klärschlammmentwässerung und -trocknung	24
3	Forschungsbedarf und Zielsetzung der Arbeit	37
3.1	Forschungsbedarf.....	37
3.2	Ziele der Arbeit	38
3.3	Abgrenzung der Arbeit.....	39
4	Material und Methoden.....	41
4.1	Versuchsprogramm	41
4.2	Charakterisierung der verwendeten Klärschlämme	43
4.3	Analysemethoden	44
4.4	Beschreibung der Versuchsanlagen	46
4.4.1	Biologische Stabilisierung	46
4.4.2	Kalkbehandlung	48
4.4.3	Natürliche Entwässerung und Trocknung	49
4.5	Auswertungsmethoden	50
4.5.1	Ermittlung der Stabilisierungsdauer bei der biologischen Klärschlammbehandlung	50

4.5.2	Berechnung stofflicher Massenbilanzen	51
4.5.3	Modellapproximation für den Stoffumsatz bei der Schlammstabilisierung	53
4.5.4	Quantifizierung des Temperatureinflusses auf den Stoffumsatz	54
4.5.5	Ermittlung des Luftbedarfs aerober Stabilisierungsverfahren	55
4.5.6	Ermittlung der hydraulischen und stofflichen Rückbelastung	57
4.5.7	Nutzwertanalyse	57
5	Vergleich verschiedener Modelle und Berechnungsansätze zur Ermittlung von Klärschlammengen	59
5.1	Produktion von Primärschlamm	60
5.1.1	Temperatureinfluss bei Absetzvorgängen in der Vorklärung	60
5.1.2	Bemessungsansätze zur Berechnung der Primärschlammmenge	62
5.2	Produktion von Überschussschlamm	70
5.2.1	Temperatureinfluss bei der biologischen Abwasserreinigung	70
5.2.2	Bemessungsansätze zur Berechnung der Überschussschlammmenge	71
5.3	Zusammenfassende Darstellung der Schlammproduktion in Abhängigkeit der Abwassertemperatur	78
6	Definition von Behandlungszielen und Auswahl von Parametern zur Charakterisierung der Stabilisierung	81
6.1	Beurteilungskriterien für die biologische Stabilisierung	81
6.1.1	BSB:CSB-Verhältnis	82
6.1.2	Abbaugrad der organischen Substanz η_{OTR}	84
6.1.3	Restgaspotential $\text{RGP}_{35^\circ\text{C}}$	86
6.1.4	Gehalt organischer Säuren	87
6.2	Definition von Behandlungszielen für die Kalkbehandlung	88
6.3	Definition von Behandlungszielen für die natürliche Klärschlamm entwässerung und -trocknung	89
7	Ergebnisse der Untersuchungen zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf den Stoffumsatz	91
7.1	Biologische Klärschlammstabilisierung	91

7.1.1	Einfluss der Klärschlammbeschaffenheit auf die aerobe und anaerobe Flüssigschlammstabilisierung	91
7.1.2	Getrennt aerobe Schlammstabilisierung	94
7.1.3	Anaerobe Schlammstabilisierung.....	108
7.1.4	Kompostierung.....	125
7.1.5	Zusammenfassung der Versuchsergebnisse zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf die biologische Stabilisierung	142
7.2	Kalkbehandlung	144
7.2.1	Brantkalkbehandlung	144
7.2.2	Löschkalkbehandlung	156
7.2.3	Zusammenfassung der Versuchsergebnisse zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf die Kalkbehandlung	163
7.3	Natürliche Klärschlamm entwässerung und -trocknung	165
7.3.1	Konventionelle Trockenbeet entwässerung und solare Klärschlamm trocknung	165
7.3.2	Konventionelle Trockenbeet entwässerung und Klärschlamm vererdung	181
8	Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb sowie Verfahrensbewertung für variierende Umgebungsbedingungen ..	195
8.1	Empfehlungen zur biologischen Klärschlammstabilisierung	195
8.1.1	Maßgebliche Rohschlammmenge.....	195
8.1.2	Getrennt aerobe Schlammstabilisierung	195
8.1.3	Anaerobe Schlammstabilisierung.....	198
8.1.4	Kompostierung.....	201
8.2	Empfehlungen zur Kalkbehandlung	206
8.3	Empfehlungen zu Verfahren zur natürlichen Entwässerung und Trocknung.....	209
8.4	Belastung von Schlammwässern aus den Behandlungsverfahren	213
8.5	Nutzwertanalyse der Verfahren für variierende Randbedingungen	215
8.5.1	Voranalyse von Bewertungskriterien.....	215
8.5.2	Ergebnisse der Nutzwertanalyse	217

9	Zusammenfassung und Ausblick.....	226
	Literaturverzeichnis	230
	Abkürzungsverzeichnis	246
	Abbildungsverzeichnis	251
	Tabellenverzeichnis	258
	Anhang: verwendete Ausgleichsfunktionen.....	262

1 Einführung

In Deutschland existiert eine Vielzahl an Verfahren zur Behandlung von Klärschlämmen, die bestmöglich an die örtlichen Randbedingungen angepasst sind. Das vorhandene technische Know-how, sowie die Erfahrungen zur Dimensionierung und zum Betrieb dieser Technologien, werden fortwährend im Rahmen internationaler Infrastrukturprojekte genutzt. Bedeutende Wachstumsmärkte sind zum Einen die Länder Osteuropas, in denen die rechtsverbindlichen Vorgaben der EU zur Erhöhung des Anschlussgrades an zentrale Kläranlagen das Klärschlammaufkommen und somit die Nachfrage nach Schlammbehandlungstechnologien stetig steigen lassen. Zum Anderen legt der hohe Bedarf an angepassten Entsorgungskonzepten in Entwicklungs- und Schwellenländern enorme Marktpotentiale für deutsche Umwelttechnologien auch außerhalb Europas frei.

Wer den Blick über den Tellerand wagt, stellt sich zwangsläufig der Herausforderung, eine sachgerechte Auswahl aus der Vielzahl an hier zu Lande bewährten Verfahrenstechniken zu treffen. Dabei müssen der Einfluss unterschiedlichster Randbedingungen auf die Leistungsfähigkeit aber auch die Effizienz der Technologien berücksichtigt werden. Einen der bedeutendsten Einflussfaktoren vor allem auf biologische Prozesse sowie die natürliche Entwässerung und Trocknung stellt dabei das Klima dar.

Vor diesem Hintergrund ist das Ziel der vorliegenden Arbeit, den Zusammenhang zwischen klimatischen Umgebungsbedingungen und dem Behandlungserfolg für verschiedene Klärschlammbehandlungstechnologien systematisch zu ermitteln. Aus den Ergebnissen praktischer Untersuchungen zum Stoffumsatz aber auch aus der Literatur, werden Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb unter verschiedenen klimatischen Randbedingungen abgeleitet. Dabei werden ebenfalls die über die Verfahrensgrenzen hinausgehenden Wirkungen, wie z.B. die Nährstoffrückbelastung aus Schlammwässern sowie die seuchenhygienischen und pflanzenbaulichen Ansprüche an eine mögliche Verwertbarkeit des behandelten Schlammes berücksichtigt.

Die Untersuchungen schließen die getrennt aerobe und anaerobe Stabilisierung, die Klärschlammkompostierung, die Kalkbehandlung, die solare Trocknung und die Entwässerung in Schilf bepflanzten und konventionellen Trockenbeeten ein. Die mechanische Entwässerung ist nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Somit werden neben technisch aufwändigeren Verfahren, die hauptsächlich in Deutschland realisiert werden, auch Low-tech Lösungen mit geringerem finanziellen und betriebstechnischen Aufwand betrachtet. Zudem eröffnet die Aus-

wahl der Verfahren die Möglichkeit, hierzulande eher untergeordnete Stabilisierungsverfahren, wie beispielsweise die Klärschlammkompostierung, für variierende Randbedingungen neu zu bewerten. Damit können für einzelne Verfahren, die in unseren Breiten kaum an Bedeutung erlangt haben, besondere Vorteile aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten aufgezeigt werden. Dazu gehören insbesondere Länder warmer Klimate, zu denen auch die Mehrheit an Entwicklungs- und Schwellenländer zählen.

Im Einzelnen dient die vorliegende Arbeit der Quantifizierung des Einflusses klimatischer Randbedingungen, insbesondere der Temperatur, auf die Produktion von Primär- und Überschussschlamm, sowie den Stoffumsatz bei der biologischen Behandlung. Für die Kalkbehandlung soll ein möglicher Temperatureinfluss u.a. hinsichtlich des Desinfektionserfolges und der Lagerung des Materials herausgearbeitet werden. Bei der natürlichen Entwässerung und Trocknung gilt es vor allem, unterschiedliche Betriebsvarianten im Hinblick auf den Entwässerungserfolg unter verschiedenen Umgebungsbedingungen zu beschreiben und die Anwendbarkeit vorhandener physikalischer Bemessungsmodelle für den Wasseraustrag zu verifizieren und auf die Bemessung von Trocknungsanlagen anzuwenden.

Die genannten Verfahren zielen im Besonderen auf eine stoffliche Verwertbarkeit des behandelten Klärschlammes ab, sofern die Qualitätskriterien für die landwirtschaftliche Klärschlammverbringung eingehalten werden. Nicht zuletzt aus umweltpolitischer Sicht gilt es, die Möglichkeiten zur Rückführung wertgebender Inhaltsstoffe in den natürlichen Stoffkreislauf auszuschöpfen. Daher werden alternative Entsorgungspfade, wie die Verbrennung oder Deponierung, im Rahmen dieser Arbeit nicht betrachtet.

Aufbauend auf diesen Untersuchungen sollen für alle betrachteten Verfahrensvarianten konkrete Bemessungsempfehlungen und wesentliche Hinweise für die Betriebsführung abgeleitet werden. Damit im Anwendungsfall nicht nur die Dimensionierung sondern auch eine projektspezifische Bewertung verschiedener Verfahrensalternativen erfolgen kann, soll ein einfach zu modifizierendes Werkzeug zur Verfahrensbewertung erarbeitet werden, dass einen qualitativen Vergleich der wesentlichen Leistungsmerkmale einzelner Verfahren ermöglicht.

2 Stand der Technik und des Wissens zur Klärschlammbehandlung unter Berücksichtigung klimatischer Randbedingungen

2.1 Einflussfaktoren auf Klärschlammproduktion, -behandlung und -verbleib

Für eine sachgerechte Auswahl von Klärschlammbehandlungskonzepten unter anderen klimatischen Randbedingungen nehmen verfahrenstechnische Aspekte zweifelsohne einen hohen Stellenwert ein. Nichtsdestotrotz muss eine Reihe zusätzlicher standortabhängiger Faktoren berücksichtigt werden, die die Produktion, den Behandlungsprozess und den Klärschlammverbleib beeinflussen. Im Folgenden werden die wesentlichen Einflussfaktoren und ihre Auswirkungen im Hinblick auf ein angepasstes Klärschlammmanagement kurz dargestellt. Dabei werden die wichtigsten kausalen Zusammenhänge abgeleitet, deren Relevanz allerdings für jeden Standort zu verifizieren ist.

2.1.1 Klimageographische Faktoren

Die klimageographischen Bedingungen spielen für die gesamte Abwasser- und Klärschlamm Entsorgungskette eine zentrale Rolle. Temperatur, Niederschlagsmenge und dessen saisonale Verteilung bestimmen den Abwasseranfall und haben direkten Einfluss auf die Reinigungsprozesse auf der Kläranlage und somit auch die Klärschlammproduktion. Die Temperatur steuert zudem wesentlich die Geschwindigkeit biochemischer Prozesse. Luftfeuchte und Windverhältnisse beeinflussen darüber hinaus Verdunstungsprozesse u.a. bei der Abwasserableitung und der natürlichen Klärschlamm entwässerung. Auch wenn eine allgemeingültige Charakterisierung des Einflusses klimatischer Faktoren auf die Klärschlamm beschaffenheit und den Effekt auf ihre Behandlung ohne Berücksichtigung lokaler Bedingungen nicht möglich ist, können die folgenden grundlegenden qualitativen Kausalitäten für die Schlammproduktion und die Leistungsfähigkeit biologischer und naturnaher Prozesse abgeleitet werden:

- In Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen und hohen Schwankungen der Niederschlagsverteilung, z.B. in tropischen und subtropischen Regionen, ist der Abwasseranfall höher und kann zu hohen Konzentrationschwankungen im Zulauf von Abwasserbehandlungsanlagen führen (von Sperling et al., 2005). Bei großen Abwassermengen und geringer Substratkonzentration muss die Abwasserreinigung derart angepasst sein, dass Biomasse nicht ausgewaschen werden kann (Pinnekamp et al., 2010). Hier können Abwasserreinigungsverfahren mit sessiler Biomasse

erhebliche Vorteile aufweisen (Pressinotti und Krampe, 2007). Die Auswahl der Verfahren zur Abwasserreinigung haben dabei direkten Einfluss auf die Rohschlammproduktion (vgl. Kapitel 5).

- In Gebieten mit hohen Umgebungstemperaturen ist der einwohnerspezifische Wasserverbrauch in der Regel höher, gleichzeitig allerdings auch der Verdunstungsverlust bei der Abwasserableitung (Tchobanoglous et al., 2003). Beide Effekte bewirken eine Veränderung des Volumenstroms im Zulauf der Kläranlage. Ein Einfluss auf die Reinigungsprozesse und den Schlammfall muss im Einzelfall abgewogen werden.
- Hohe Abwasser- und Umgebungstemperaturen senken die Dichte und Viskosität von Abwasser und Klärschlamm (Moshage, 2004). Transport und Ablagerungsprozesse im Kanal, sowie bei der mechanischen Abwasserreinigung können davon beeinflusst werden (vgl. Kapitel 5.1.1).
- Hohe Abwasser- und Umgebungstemperaturen bewirken eine Zunahme der mikrobiellen Aktivität bei biologischen Verfahren zur Abwasser- und Klärschlammbehandlung (Röske und Uhlmann, 2005), so dass biologische Verfahrensstufen in warmen Klimaten in der Regel kleiner ausgelegt werden können (Orth et al., 2009) als in kälteren Klimaten. Zudem ist nach Pinnekamp et al. (2010) der Einsatz bestimmter Verfahrensschritte und -kombinationen, wie z.B. Teichanlagen, erst bei höheren Umgebungstemperaturen sinnvoll.
- Bei aeroben Verfahren steigt die Sauerstoffabsorption und damit die Reaktionsgeschwindigkeit mit der Temperatur, die Sauerstoffsättigungskonzentration allerdings sinkt (Madigan und Martinko, 2006). Letzteres ist bei der Auslegung von Belüftungssystemen zu beachten.
- Hohe Verdunstungsraten begünstigen natürliche Verfahren zur Schlammwassertrennung.

Damit erweisen sich gerade Regionen mit warmen, trockenen Klimaten als besonders vorteilhaft für naturnahe aber auch biologische Behandlungstechnologien. Dieser Zusammenhang ist insbesondere für die Planung und Gestaltung einer angepassten Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Entwicklungs- und Schwellenländern von Interesse, da sich eine Mehrzahl dieser Länder in der ariden, tropischen oder subtropischen Klimazone befindet (Pinnekamp et al., 2010). Gleichmaßen ist hier der Bedarf an angepassten Lösungskonzepten zu Ver- und Entsorgung (immer noch) hoch (UN, 2010). Verfahren zur Abwasser- und Schlammbehandlung, die hierzulande als eher kostenintensiv und/oder wenig effizient z.B. durch erhöhten Platzbedarf oder eine zwangsläufig

notwendige Temperierung des Materials bewertet werden, können unter anderen klimatischen Bedingungen vorteilhaft sein und müssen daher differenziert betrachtet werden.

2.1.2 Abwasserbeschaffenheit und Art der Abwasserreinigung

Sowohl Abwassermenge als auch Abwasserbeschaffenheit im Zulauf einer Kläranlage spiegeln im Allgemeinen die örtlichen Verhältnisse und die Einleitorsituation wieder. Dabei spielen insbesondere das Klima, die Wasserverfügbarkeit und die Lebensbedingungen eine Rolle. Große Unterschiede können zwischen ländlichen und städtischen Räumen gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern auftreten. In urbanisierten Regionen ist der einwohnerspezifische Wasserverbrauch und somit auch Abwasseranfall in der Regel höher, mit steigender Tendenz besonders in Entwicklungs- und Schwellenländern (Pinnekamp et al., 2010). Von Sperling et al. (2005) geben für warme Regionen einen Wasserverbrauch von 90 bis 140 L/(E·d) für Siedlungen über 5.000 Einwohnern an, für städtische Ballungen mit über 250.000 Einwohnern von 150 bis 300 L/(E·d). Für Deutschland werden nach DWA-A 118 (2006) 110 L/(E·d) für kleine Gemeinden und 230 L/(E·d) für städtische Siedlungen mit vergleichbarer Einwohnerzahl angegeben.

Grundlegende Zusammenhänge zwischen Abwassermenge, -beschaffenheit und Reinigung lassen sich auch hinsichtlich der Art der Abwasserableitung ableiten. In Regionen mit starken saisonalen Niederschlägen wird das Regenwasser zum Teil in Trennsystemen abgeleitet, so dass Überlastungen in der Regenzeit vermieden werden. In Ballungszentren dominieren hier allerdings häufig Mischwasserkanäle, in denen das Abwasser zu zentralen Reinigungsanlagen transportiert wird. In sich entwickelnden, städtischen Ballungsgebieten ist der Anschlussgrad an Abwasserableitungs- und zentrale Behandlungssysteme dabei im Allgemeinen größer als in ländlichen Räumen (UN, 2010). In ländlichen Gebieten ist die Entwässerung in armen Regionen oftmals unregelmäßig. Werden Abwässer geregelt abgeleitet, so erfolgt zumeist eine dezentrale Behandlung (Orth, 2005).

Eine eindeutige Charakterisierung der Abwasserbeschaffenheit für verschiedene Randbedingungen ist aufgrund der vielseitigen lokalen Einflüsse nicht möglich. In der Literatur sind jedoch regional- und länderspezifische Daten zur Abwasserzusammensetzung verfügbar (vgl. Tabelle 1), die für eine grobe Abschätzung der Einleiterbedingungen herangezogen werden können. Die hohen Schwankungen bei der Schmutzfracht, die von Sperling et al. (2005) und Ujang und Henze (2006) für Entwicklungsländer angeben, sind hauptsächlich auf unterschiedliche Siedlungsstrukturen und klimatische Einflüsse zurückzuführen.

(Pinnekamp et al., 2010). So können die Stoffkonzentrationen in Trockenzeiten wesentlich höher sein als zur Regenzeit. Insgesamt wird allerdings deutlich, dass in der Literatur verfügbare allgemeine Erfahrungswerte zu Abwassermengen und -beschaffenheit im Anwendungsfall keinesfalls eine Bestimmung der tatsächlichen Einleitorsituation vor Ort ersetzen können.

Tabelle 1: Schmutzfrachten in kommunalem Rohabwasser

Parameter	Einheit	Entwicklungsländer	USA	Deutschland
Spezif. Schmutzwasseranfall $w_{S,d}$	[L/(E·d)]	72-240 ²⁾	200-280 ⁴⁾	80-200 ⁶⁾
$b_{d,BSB5}$	[g/E·d]	40-60 ¹⁾ (15-80 ³⁾)	50-120 ⁴⁾	60 ⁵⁾
$b_{d,CSB}$	[g/E·d]	80-120 ¹⁾ (25-200 ³⁾)	110-295 ⁴⁾	120 ⁵⁾
$b_{d,TSo}$	[g/E·d]	120-220 ¹⁾	60-150 ⁴⁾	70 ⁵⁾
$b_{d,KN}$	[g/E·d]	6-10 ¹⁾	9-22 ⁴⁾	11 ⁵⁾
$b_{d,Pges}$	[g/E·d]	0,7-2,5 ¹⁾	2,7-4,5 ⁴⁾	1,8 ⁵⁾
Fäkalcoliforme	[n/100 ml]	10 ⁶ -10 ⁹ ¹⁾	10 ³ -10 ⁸ ⁴⁾	10 ² -10 ⁸ ⁷⁾
Wurmeier	[n/100 ml]	10 ⁰ -10 ³ ¹⁾	k.A.	k.A.

¹⁾ von Sperling et al., 2005; ²⁾ Pinnekamp et. al., 2010, berechnet nach von Sperling et al., 2005; ³⁾ Ujang und Henze, 2006; ⁴⁾ Tchobanoglous et al., 2003;

⁵⁾ ATV-DVWK-A 131, 2000; ⁶⁾ DWA-A118, 2006; ⁷⁾ UBA, 1994

Gleichermaßen wie das Abwasser die örtlichen Verhältnisse widerspiegelt, bildet der Klärschlamm als Produkt der Abwasserreinigung die Abwasserbeschaffenheit ab, ergänzt um den Einfluss, den die Kläranlage und die verwendete Verfahrenstechnik auf den Klärschlamm ausübt. Die gesetzlichen Anforderungen für die Abwasserreinigung bestimmen das Reinigungsziel und haben damit direkten Einfluss auf den Klärschlammanfall und dessen Beschaffenheit. Während in vielen Industrieländern eine vollständige Nährstoffelimination gefordert ist, steht in Entwicklungs- und Schwellenländern hauptsächlich die Kohlenstoffeliminierung und die Reduktion pathogener Keime im Vordergrund. Eine Nährstoffelimination ist insbesondere dann nicht gewünscht, wenn das Abwasser für den Bewässerungslandbau und damit zur Düngung eingesetzt wird (Neubert, 2003).

2.1.3 Gesetzliche Anforderungen an die Klärschlammqualität

Die gesetzlichen Anforderungen für die Optionen zum Klärschlammverbleib bestimmen maßgeblich den Behandlungsgrad und damit auch die Auswahl der Behandlungstechnologie. Die bei weitem umfangreichsten Anforderungen an die Klärschlammqualität sind in den gesetzlichen Rahmen- und Randbedingungen für die landwirtschaftliche Verwertung verankert. Die relevanten internationalen Richtlinien sind in erster Linie

- die EU Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG, Stand 1986, derzeit novelliert), die in den Mitgliedsstaaten in entsprechende nationale Gesetzgebung umgesetzt ist,
- die Richtlinien der US Environmental Protection Agency (US EPA) (40 CFR Part 503, Stand 1993) für die landwirtschaftliche Wiederverwertung (Teil I), Deponierung (Teil II), Entseuchung (Teil III) sowie Verbrennung (Teil IV)) und
- die WHO Guidelines on Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, insbesondere Vol. 4: Excreta and Greywater Use in Agriculture, Stand 2006.

In Deutschland sind nähr- und schadstoffbezogene Vorgaben zur Aufbringung von Klärschlämmen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Dünge- und Abfallrecht geregelt. Grenzwerte für organische und anorganische Schadstoffe, sowie Vorschriften zur Desinfektion, zur Klärschlammaufbringung und Qualitätssicherung sind in der Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992, derzeit novelliert) und der Düngemittelverordnung (DüMV, 2008) festgelegt. Die Qualitätsanforderungen gelten dabei ebenfalls für die bei der Klärschlammbehandlung verwendeten Betriebsmittel, z.B. für Kalkprodukte.

In vielen außereuropäischen Staaten ist die nationale Gesetzgebung zur Klärschlammbehandlung und -verwertung vor allem an die Empfehlungen der EU oder der US EPA angelehnt. Nach letzteren erfolgt eine Klassifizierung der Schlämme in Class A und Class B biosolids gemäß der verwendeten Verfahrenstechnik zur Klärschlammstabilisierung und eine Zuordnung entsprechender Auflagen für die Behandlung und Verwertung des Materials. Maßgebend für die Klassifizierung ist die in den jeweiligen Verfahren erreichbare Reduktion pathogener Mikroorganismen. In Ländern, in denen keine gesetzlichen Vorgaben existieren, werden zumeist die oben genannten Richtlinien der EU, der US EPA, und insbesondere der WHO als Maßstab herangezogen, ohne dass die spezifischen Gegebenheiten und Ansprüche vor Ort berücksichtigt werden. In Konsequenz werden Vor- und Nachteile, die sich aufgrund der lokalen Verhält-

nisse für mögliche Entsorgungskonzepte ergeben könnten, oftmals nicht sachgerecht bewertet (Neubert, 2003).

Tabelle 2 stellt ausgewählte gesetzliche Qualitätsvorgaben für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung dar, die in vielen Ländern Vorreiterfunktion haben.

Tabelle 2: Grenzkonzentrationen im Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung [mg/kg TR]

Parameter	Deutschland		EU		US EPA ³⁾	
	AbfKlärV, 1992	Novelle 08/2010 ¹⁾	86/278/EEC	Novelle 10/2010 ²⁾	a)	b)
Cd	10	3	20-40	10	85	39
Cr	900	120	-	1.000	-	-
Cu	800	850	1.000-1.750	1.000	4.300	1.500
Hg	8	2	16-25	10	57	17
Ni	200	100	300-400	300	420	420
Pb	900	150	750-1.200	500	840	300
Zn	2.500	1.800	2.500-4.000	2.500	7.500	2.800
Mb	-	-	-	-	75	-
As	-	-	-	-	75	41
Se	-	-	-	-	100	100
Organische Schadstoffe	PCB: 0,2; PCDD/F: 100*	AOX: 400; B(a)P: 1; PCB: 0,1; PCDD/F: 30*; PFT: 0,2 (0,1 ab 1.1.2012)**	-	PAK (oder B(a)P): 0,4-0,8	-	-
Desinfektion	-	Keine Salmonella in 50 g FS	-	Keine Salmonella in 25-50 g FS; E. Coli: < 5·10 ⁵ KBE/g FS	Class A: Fäkalcolifome < 1000 MPN/g TS oder Salmonella sp. < 3 MPN/4 g TS; Enterovirus: < 1 KBE/4 g TS; Helmintheneier: < 1/4g TS Class B: Fäkalcoliforme: < 2·10 ⁶ MPN/g TS oder < 2·10 ⁶ KBE/g TS (Mittel aus 7)	

* in ng TEQ/kg TS; ** Summe PFOA und PFOS; ¹⁾ BMU, 2010, Angaben für ≥ 5% P₂O₅; ²⁾ Europäische Kommission DG Environment, 2010;

³⁾ US EPA, 1993; a) zulässige Höchstkonzentration im Schlamm, b) zulässige Konzentration im Monatsmittel

2.1.4 Soziokulturelle Aspekte

Ob ein Verfahrenskonzept in der Praxis erfolgversprechend ist, hängt nicht nur von der technischen Machbarkeit und den äußeren Randbedingungen ab, sondern wird wesentlich davon beeinflusst, welcher Nutzen und welche Hemmnisse sich für die beteiligten Interessensgruppen ergeben. Für ein sachgerechtes Klärschlammmanagement sind somit nicht nur die (wirtschaftlichen) Interessen der Entsorger und Anlagenbetreiber einzubeziehen, sondern auch der Verbraucher. Dabei sorgt insbesondere die Diskussion um den landwirtschaftlichen Klärschlammverbleib hierzulande aber auch im außereuropäischen Ausland für Kontroversen mit gesamtgesellschaftlicher Tragweite. Als Vorteile und Argumente für ein sachgerechtes Klärschlammrecycling werden dabei die folgenden Aspekte vordergründig aufgeführt:

- Spekulationen bezüglich der Reichweite geogener Phosphatvorkommen führen aktuell zu Preisfluktuationen mineralischer Düngemittel und Unsicherheiten bezüglich der landwirtschaftlichen Versorgung. Da Klärschlämme als Nährstoffträger einen hohen Substitutionswert für mineralische Stickstoff- und Phosphordünger aufweisen, wächst die regionalwirtschaftliche Bedeutung der Wiederverwendung von Sekundärrohstoffen stetig. Das theoretische Potential für den Ersatz mineralischer Phosphatdünger aus Abwasser und Klärschlamm wird allein für Deutschland auf 60 % des Gesamtbedarfs geschätzt (Bergs, 2012).
- Die organischen Bestandteile des Klärschlammes können zur Verbesserung der Bodenstruktur und der Humusanreicherung beitragen. Damit steigt gleichermaßen sowohl die Speicherkapazität von Wasser als auch von Nährstoffen (Brauer, 1996). Gerade für intensiv genutzte und von Natur aus eher nährstoffarme Böden werden damit wichtige Voraussetzungen zur Reduzierung der Bodendegeneration und für die Erhöhung des Erosionsschutzes geschaffen.

Als wesentliche Nachteile gelten hingegen

- bestehende Unsicherheiten bezüglich der gesundheitlichen Risiken durch im Klärschlamm enthaltene Krankheitserreger sowie der organischen und anorganischen Schadstoffe bei der Handhabung des Schlammes aber auch beim Konsum klärschlammgedüngter Nahrungsmittel (WHO, 2006),

- das nicht quantifizierbare agrarökologische Restrisiko für die Akkumulation und Langzeitwirkung von Schadstoffen im Boden (BMU, BMVL 2002), sowie
- die begrenzte Nutzbarkeit von Klärschlamm als Düngemittel durch Anbaubeschränkungen, insbesondere wenn für Landwirte keine wirtschaftlichen Vorteile durch den Anbau von Feldfrüchten entstehen, für die eine Düngung mit Klärschlamm erlaubt ist. Dies gilt auch, wenn dadurch Kosten für mineralische Dünger gespart werden können (Neubert, 2003).

Das agrarökologische und gesundheitliche Risiko durch die Klärschlammaufbringung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen kann durch ein sachgerechtes Klärschlammmanagement, in dem qualitativ hochwertige Klärschlämme grundsätzlich einer Verwertung zugänglich gemacht werden und schadstoffhaltige Klärschlämme aus dem natürlichen Kreislauf ausgeschleust werden, minimiert werden. Damit ist aber insbesondere eine bedarfsgerechte Klärschlammbehandlung gefordert, die ein regelmäßiges Monitoring und die Qualitätssicherheit der Behandlungsprozesse selbst, sowie die lückenlose Kontrolle landwirtschaftlicher Produkte einbezieht. Um Unsicherheiten bei Klärschlammnutzern und Verbrauchern abzubauen, sind Maßnahmen wie eine angepasste Düngeberatung und die Veröffentlichung von Betriebshinweisen für ein sachgerechtes Klärschlammhandling in der Landwirtschaft, sowie Aufklärungskampagnen für Verbraucher notwendig. Diese werden im Rahmen der deutschen technischen Zusammenarbeit daher vermehrt in den Vordergrund gestellt (gtz, 2003).

Gerade in der Entwicklungszusammenarbeit hält sich allerdings auch die Vermutung, dass ethnische oder religiöse Faktoren gerade in islamisch geprägten Ländern die Akzeptanz der Verwendung von Sekundärrohstoffdüngern aber z.B. auch von gereinigtem Abwasser für den Bewässerungslandbau verhindern. Nach Neubert (2003) gibt es für diesen Zusammenhang weder plausible Argumente noch empirische Hinweise, auch wenn in islamischen Ländern fäkalbezogenen Themen im Allgemeinen mit größerer Zurückhaltung begegnet wird als in anderen Kulturen. Im Gegenteil gibt es zahlreiche Beispiele für die Nutzung von Abwasser und Klärschlämmen in der Landwirtschaft aus Tunesien, Jordanien und Saudi-Arabien (World Bank/Swiss Agency for Development Cooperation, 2001; Neubert, 2003) oder Ägypten (AFESD, 2007). Die Akzeptanz von Klärschlämmen steigt dabei mit der Qualität des Materials und hängt eng mit der sachgerechten Aufklärung von Landwirten und Konsumenten zusammen.

Weitergehende gesamtgesellschaftliche Aspekte beinhalten neben der größtmöglichen Wertschöpfung im Sinne der Kreislaufwirtschaft auch die politische Weichenstellung für ein verwertungsorientiertes Klärschlammmanagement.

Maßnahmen können dabei beispielsweise die Gleichstellung von Qualitätsansprüchen für organische und mineralische Dünger sein, die Einführung von Recyclingquoten für begrenzt verfügbare essentielle Nährstoffe sowie Programme zur Steigerung der Ressourceneffizienz von Zukunftstechnologien zur Nährstoffrückgewinnung (z.B. in Deutschland u.a. für Phosphor, BMU, 2012).

2.1.5 Kosten der Klärschlammbehandlung und -entsorgung

Die Kosten einzelner Klärschlammbehandlungsschritte sind derart von lokalen Gegebenheiten beeinflusst, dass für überregionale Betrachtungen und im Besonderen für verschiedene Klimate kaum eine allgemeingültige Kostenrechnung erfolgen kann. Kostenmodelle zur Abschätzung des Investitionsvolumens und der Betriebskosten für die Schlammbehandlung existieren vereinzelt, z.B. für die Faulung und die mechanische Entwässerung (Beckereit, 1988) oder die simultan aerobe Stabilisierung (Günthert, 2009). Ihre Übertragbarkeit wird allerdings durch die z.T. veraltete Datengrundlage selbst für vergleichbare Randbedingungen erschwert. Problematisch bei der Einschätzung von Betriebskosten ist zudem der Umstand, dass Aufwendungen für Betriebsmittel, Personal und Energie in der Praxis nur selten getrennt für die Abwasserreinigung und Schlammbehandlung erfasst werden. Kollatsch (1998) und von Sperling et al. (2005) schätzen den Anteil der Betriebskosten für die Schlammbehandlung und -entsorgung auf 30 bis 60 % der Gesamtbetriebskosten einer Kläranlage ein. Die zusätzlich zur eigentlichen Klärschlammbehandlung anfallenden Kosten für die Klärschlamm Entsorgung können ebenfalls regional sehr unterschiedlich ausfallen und sind besonders von der Kapazität der aufnehmenden Landwirtschaft, der Verbrennungsindustrie und ggf. der Deponien abhängig.

Eine Studie der chip GmbH und ZEK (2005) ist zu entnehmen, dass bei einer gesamtwirtschaftlichen Bewertung der Klärschlamm Entsorgung nicht die eigentliche Behandlung als kostentreibend gilt, trotz deutlicher Unterschiede im Verfahrenvergleich, sondern die anschließende Entsorgung. In der EU betrugen beispielsweise die Gesamtkosten für die Klärschlamm Entsorgung 2006 rund 2,2 Mrd. EUR. Davon sind über 90 % der tatsächlichen Entsorgung/Verwertung zuzuschreiben (Kroiss, 2006). Aktuell ist die landwirtschaftliche Verwertung tendenziell günstiger als die thermische Verwertung bzw. Beseitigung. Vergleicht man die Kosten für unterschiedliche Entsorgungsoptionen in Deutschland untereinander, so sind für die landwirtschaftliche Verwertung mit 25 bis 45 EUR/Mg entwässertem Klärschlamm ein Bruchteil der Entsorgungskosten zu veranschlagen wie für die Mit- und Monoverbrennung mit 50 bis 120 EUR/Mg entwässertem Klärschlamm. Dieses Verhältnis spiegelt sich auch bei einem

Vergleich der Entsorgungskosten außerhalb Deutschlands wieder (Schmelz, 2006).

Insgesamt sind damit bei der Auswahl einer geeigneten Klärschlammbehandlungstechnologie nicht nur die Verfahrenskosten, sondern auch die nachfolgenden Verwertungs- bzw. Entsorgungsoptionen bei der Kostenschätzung mit einzubeziehen. Eine detaillierte Wirtschaftlichkeitsbetrachtung von Behandlungs- und Entsorgungskonzepten unter verschiedenen Randbedingungen ist allerdings nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit. Wirtschaftliche Aspekte werden vielmehr qualitativ in die Verfahrensbewertung einbezogen, indem für einzelne Behandlungsszenarien Energieeinsätze und ggf. -erträge, sowie der Aufwand für Betriebs- und Personalmittel verglichen werden (vgl. Kapitel 8.5).

2.2 Verfahrenstechniken zur Klärschlammbehandlung

Primäres Ziel der Klärschlammbehandlung ist es, das biologisch reaktive Material zu stabilisieren, indem die im Klärschlamm enthaltene organische Substanz weitestgehend reduziert wird und/oder Bedingungen geschaffen werden, unter denen ein weiterer Abbau gehemmt ist. Damit werden negative Umweltauswirkungen minimiert und eine geordnete Ablagerung oder stoffliche Verwertung des Materials ermöglicht. Erwünschte Nebeneffekte sind dabei in Abhängigkeit der Verfahrenswahl eine Verringerung von Schlammmasse und -volumen sowie der Konzentration pathogener Mikroorganismen, eine Verbesserung der Entwässerbarkeit und ggf. die Gewinnung von Biogas (Mudrack, 1996). In Deutschland und Mitteleuropa haben sich eine Reihe von Klärschlammbehandlungsverfahren etabliert, nicht zuletzt dank umfangreicher Forschungsaktivitäten zur Stabilisierung, Desinfektion, Entwässerung und sachgerechten Klärschlamm Entsorgung. Dabei haben sich die Verbreitung und der Einsatzbereich der Verfahren zumeist in Abhängigkeit gesetzlicher Rahmen- und Randbedingungen, insbesondere zum Klärschlammverbleib, entwickelt.

Nachfolgend wird kurz der Stand von Wissenschaft und Technik für ausgewählte Verfahren zur Klärschlammbehandlung wiedergegeben, an den im Rahmen dieser Arbeit angeknüpft wurde. Die wesentlichen Hinweise des deutschsprachigen technischen Regelwerks zur Dimensionierung dieser Verfahren werden aufgegriffen und ihre Grenzen aufgezeigt.

2.2.1 Biologische Klärschlammstabilisierung

Bei der biologischen Klärschlammbehandlung wird durch kontrollierte mikrobiologische Stoffwechselprozesse der Anteil organischer Substanz derart herabgesetzt, dass eine weitere biologische Aktivität stark vermindert ist. Die Stabilisierung kann dabei im flüssigen Zustand unter aeroben oder anaeroben Milieu-

bedingungen erfolgen, eine weitere Variante ist die Kompostierung entwässerten Klärschlamms unter Zugabe organischer Strukturmittel. Biologische Stabilisierungsverfahren können dabei in unterschiedliche Temperaturbereiche nach den physiologisch optimalen Bedingungen für die jeweils beteiligten Mikroorganismen eingeteilt werden (Abbildung 1). Der Einfluss der Temperatur auf Prozesse der Abwassertechnik wird im Allgemeinen entsprechend den Gesetzmäßigkeiten der Thermodynamik bewertet. Bis zum Erreichen einer kritischen Temperatur für die Proteindenaturierung führen demnach höhere Betriebstemperaturen zu verbesserten Abbauraten und verringerten Reaktionsvolumina (Braha und Groza, 2006).

Im Folgenden werden die wichtigsten verfahrenstechnischen Aspekte und Erfahrungen zum Einsatz biologischer Schlammbehandlungstechnologien unter hiesigen und anderen klimatischen Randbedingungen aufgeführt. Detaillierte Verfahrensbeschreibungen sind den jeweils angegebenen Primärquellen zu entnehmen.

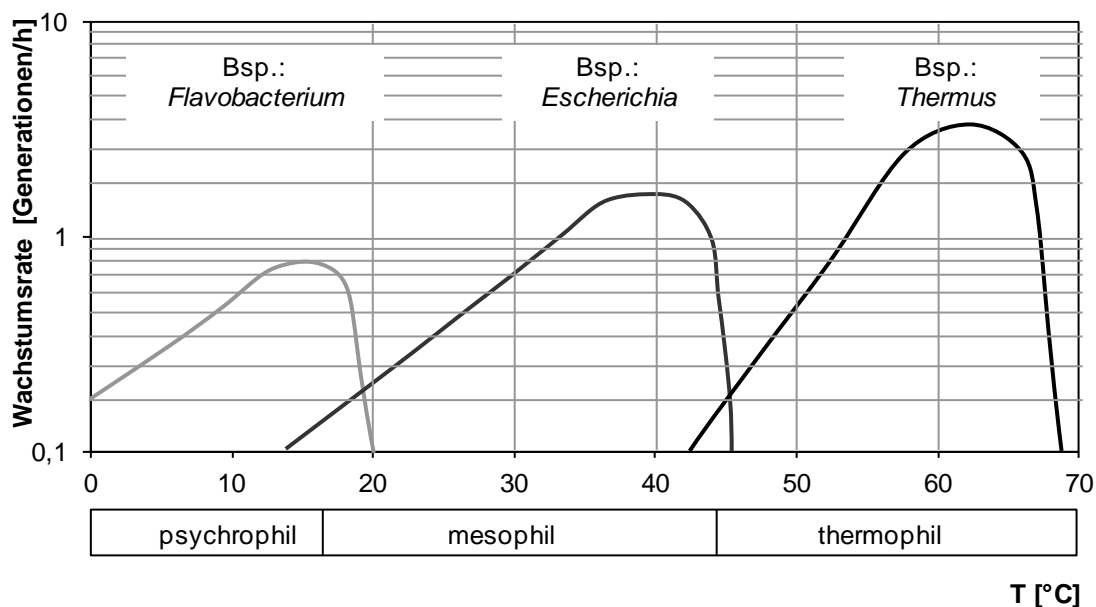


Abbildung 1: Physiologisch optimale Temperaturbereiche von Mikroorganismen (nach Madigan und Martinko, 2006)

2.2.1.1 Getrennt aerobe Schlammstabilisierung

Bei der aeroben Klärschlammstabilisierung wird der Rohschlamm solange belüftet, bis die Mikroorganismen beim Erschöpfen des externen Nährstoffangebots körpereigene, endogene Substrate zur Energiegewinnung veratmen und sich somit selbst verzehren. Gewöhnlich werden Varianten der aeroben Flüssigschlammstabilisierung in Deutschland auf Kläranlagen bis maximal 25.000 EW realisiert, da insbesondere der Aufwand für die Belüftung die Verfahren bei

höheren Anschlussgrößen unwirtschaftlich werden lässt. Im Falle der getrennten aeroben Behandlung wird der Rohschlamm in von der Abwasserreinigung separierten offenen Becken nachbelüftet, wobei die verfahrenstechnische Gestaltung analog zum Belebtschlammverfahren erfolgt. Bei erhöhten Feststoffgehalten muss jedoch eine ausreichende Umwälzung gewährleistet sein (Loll, 1996).

Der erreichbare Stabilisierungsgrad ist entscheidend von der Stabilisierungszeit und der Temperatur abhängig. Im Allgemeinen gilt: Je geringer die Umgebungs- bzw. Schlammtemperatur desto geringer die biologische Aktivität. Bei hohen Umgebungstemperaturen und hoher Konzentration organischer Feststoffe im Vergleich zur Belebung erfolgt eine Selbsterhitzung des Schlammes infolge der exothermen aeroben Stoffwechselprozesse, so dass gleichzeitig eine Reduktion pathogener Mikroorganismen erfolgen kann. Seit den 1960er Jahren wurden daher gezielte Untersuchungen zur aerob-thermophilen Stabilisierung durchgeführt, vor allem als mit der Klärschlammverordnung von 1982 eine Entseuchung landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes gefordert wurde. Diese Entwicklung führte zu einem rasanten Anstieg großtechnischer aerob-thermophiler Stabilisierungsanlagen und -stufen auf deutschen Kläranlagen. Sowohl die betriebstechnischen Erfahrungen als auch die verfahrenstechnische Ausrüstung wurden sogar in das englischsprachige Ausland exportiert (Loll, 1996).

Gegenwärtig hat die getrennte aerobe Stabilisierung unter thermophilen Bedingungen in Deutschland an Bedeutung verloren, vor allem, weil die aktuell gültigen gesetzlichen Rahmenbedingungen für die Klärschlammverwertung keine Desinfektion und damit keine energieintensive Verfahrensführung bei hohen Temperaturen erfordern. Eine getrennte Stabilisierung unter hiesigen Normaltemperaturen wird als unwirtschaftlich bewertet (ATV-DVWK-M 368, 2003). Daher wird auf kleinen Kläranlagen überwiegend eine simultan aerobe Schlammstabilisierung vorgenommen, bei der zudem eine Vorklärung entfallen kann. Vor allem im außereuropäischen Ausland wird jedoch die getrennt aerobe Behandlung insbesondere für eine gleichzeitige Desinfektion nach wie vor realisiert (Tchobanoglous et al., 2003). Eine Verfahrensbewertung für verschiedene Temperaturbereiche ist allerdings bisher nicht erfolgt.

2.2.1.2 Anaerobe Schlammstabilisierung

Bei der anaeroben Klärschlammstabilisierung wird das organische Material in einem biologisch vierphasigen Prozess unter Sauerstoffabschluss in niedermolekulare Verbindungen überführt. Im Falle des vollständigen anaeroben Abbaus wird als Endprodukt energetisch nutzbares Methan und Kohlenstoffdioxid gebildet. In Deutschland ist die anaerobe Klärschlammstabilisierung das am häufigs-

ten eingesetzte Verfahren auf Kläranlagen mit Anschlussgrößen über 15.000 EW (Thome-Kozmiensky, 1998), für das eine Vielzahl von bau- und betriebstechnischen Empfehlungen veröffentlicht sind (Imhoff, 1996, ATV-DVWK-M 368, 2003).

Verfahrenstechnisch relevante Einflussfaktoren auf die Abbauleistung sind in erster Linie die Behandlungstemperaturen, sowie die Aufenthaltszeit und Raumbelastung, neben einer ausgewogen Nährstoffversorgung und Hemmstoffarmut und einer ausreichenden Durchmischung. Lange Zeit hat sich die von Fair und Moore 1937 veröffentlichte These, dass für die Aktivität der am anaeroben Abbau beteiligten Mikroorganismen zwei Optimaltemperaturbereiche bei ca. 35 °C und 55 °C existieren, etabliert. Praxiserfahrungen zeigten jedoch, dass die Reaktionstemperatur, abweichend von den engen Aktivitätsmaxima der Biozönose, an den Wärmehaushalt des Gesamtsystems der Schlammbehandlung angepasst werden kann (ATV-DVWK-M 368, 2003). In Deutschland und Mitteleuropa wird die anaerobe Klärschlammstabilisierung daher überwiegend in beheizten Faulbehältern bei 30 bis 40 °C und (seltener) bei 50 bis 60 °C betrieben. Da die thermophile Behandlung einen höheren Wärmebedarf aufweist und die Biozönose empfindlicher gegenüber Betriebsschwankungen reagiert, hat die Faulung unter hohen Temperaturen erst im Zusammenhang mit der Forderung einer erhöhten Desinfektionsleistung hierzulande an Bedeutung gewonnen. Betriebserfahrungen zeugen zudem von einem höheren Gaspotential und einer besseren Entwässerbarkeit bei der thermophilen im Vergleich zur mesophilen Behandlung.

Grundsätzlich ist ein anaerober Abbau allerdings auch unter anderen Umgebungsbedingungen ($> 4\text{ °C}$) gegeben (Röske und Uhlmann, 2005), wenngleich der Stabilisierungserfolg und die notwendigen Behandlungszeiten bei psychrophilen Temperaturen sehr unterschiedlich bewertet werden (z.B. Imhoff, 1990; Roediger, 1990). Gerade in wärmeren Klimaten kann allerdings eine effektive Schlammfaulung auch ohne zusätzliche Heizung erfolgen, so dass Faulbehältersysteme bevorzugt auch in Schlammbehandlungskonzepten für Entwicklungs- und Schwellenländer aufgenommen und realisiert werden. Hierbei werden auch heute noch Faulbehälter in vereinfachter offener Bauweise geplant, die aus Gründen des Immissionsschutzes eher nachteilig zu bewerten sind, jedoch stufenweise um Elemente der Gasfassung, Gasaufbereitung und -verwertung erweitert werden können. Ein Leistungsvergleich hinsichtlich Stoffumsatz, Gasausbeute und Desinfektionsgrad für vergleichbare Systeme unter verschiedenen Temperaturbedingungen liegt jedoch bisher nicht vor.

2.2.1.3 Kompostierung

Bei der Klärschlammkompostierung werden Rohschlämme und ggf. nicht vollstabilisierte entwässerte Schlämme gemeinsam mit organischen Strukturmaterialien unter aeroben Bedingungen zu einem humusähnlichen Reststoff abgebaut. Exotherme Stoffwechselprozesse der aeroben Biozönose bewirken eine Selbsterhitzung des Materials bis zu 70 °C, so dass wie bei der aerob thermophilen Flüssigschlammstabilisierung eine simultane Desinfektion erfolgen kann. Mit der Kompostierung findet zusätzlich eine weitergehende Entwässerung des Ausgangsmaterials statt (biologische Trocknung).

Im Allgemeinen werden die biologischen Prozesse und die daran beteiligten Mikroorganismen bei der Kompostierung in vier Rottephasen gemäß Abbildung 2 gegliedert.

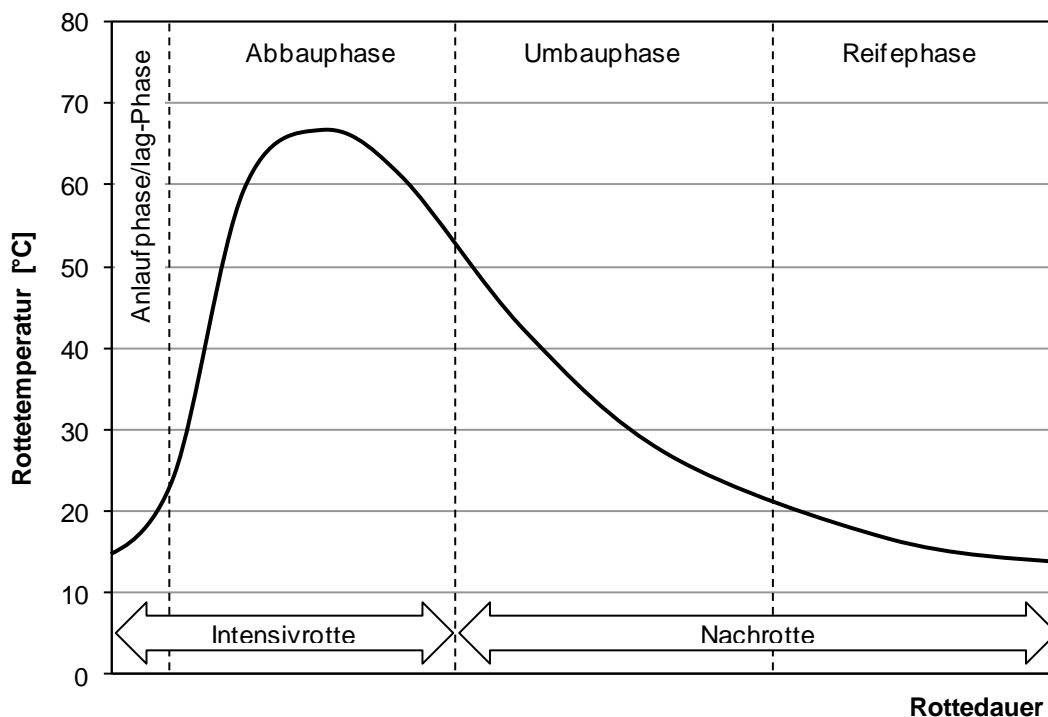


Abbildung 2: Rottephasen bei der Kompostierung (angelehnt an Bidlingmaier, 2000)

Nach Adaption in der Anlaufphase vermehren sich mesophile Mikroorganismen exponentiell und die Temperaturen im Rottekörper steigen durch zunehmende Stoffwechseltätigkeit in den thermophilen Bereich. Mit steigenden Temperaturen werden die mesophilen Mikroorganismen von thermotoleranten und thermophilen Spezies sowie Pilzen abgelöst. Sind leichtverfügbare Nährstoffe in der Abbauphase umgesetzt, verlangsamen sich die Stoffwechselprozesse und die Rottemperaturen sinken in der Umbauphase wieder in den mesophilen Bereich. Eine aus Bakterien, Actinomyceten und Pilzen bestehende Mischpopula-

tion baut höher molekulare Verbindungen und Spaltprodukte aus der Abbau-phase in Huminstoffe um. In der Reifephase sinkt die mikrobielle Aktivität weiter, es werden schwer zersetzbare Substrate, beispielsweise Lignin, veratmet (Thomé-Kozmiensky, 1998; Bidlingmaier, 2000).

Für die verfahrenstechnische Ausführung stehen verschiedenartige Systeme in geschlossenen Reaktoren (wärmeisolierte Bioreaktoren, Rotteboxen und -trommeln) oder als Mieten mit und ohne Zwangsbelüftung zur Verfügung. Der Kompostierungsprozess wird in der Regel in zwei Phasen, eine etwa vierzehntägige Intensiv- und eine mehrwöchige Nachrotte, unterteilt. Die unterschiedlichen verfahrenstechnische Ausführungen der Rottesysteme unterscheiden sich dabei hauptsächlich in der Intensivrotte. Die Nachrotte erfolgt meist als offene Mietenkompostierung.

Prinzipiell kann eine Kompostierung mit entwässerten Klärschlämmen als Monosubstrat erfolgen, entscheidend ist aber eine ausreichende Durchlüftung des Haufwerks, so dass in der Regel eine Co-Kompostierung mit strukturgebenden organischen Abfällen, z.B. Grünabfällen, Stroh, Holz und Papier, durchgeführt wird. Die lange Zeit etablierte Meinung, organische Abfälle wären als Kohlenstoffquelle zur Anhebung des C:N-Verhältnisses notwendig, ist inzwischen widerlegt (Bidlingmaier, 2000; ATV-DVWK-M 368, 2003).

In Deutschland wurden erste großtechnische Kompostierungsanlagen bereits Mitte der 1970er Jahre realisiert. Bis heute wurden mehr als 30 Anlagen zur Klärschlammkompostierung errichtet, wobei es sich vorwiegend um kleine Anlagen mit Anschlussgrößen bis 25.000 EW im ländlichen Raum handelt. War die Verwertung von Klärschlammkomposten zunächst noch umstritten, hat sich seit der RAL-Gütesicherung sowohl die Qualität als auch die Akzeptanz der Komposte verbessert. In den vergangenen Jahren wurden Klärschlammkomposte überwiegend auf Rekultivierungsflächen eingesetzt (BGK, 2005; Kehres, 2009). Im außereuropäischen Ausland, z.B. in Ägypten, hat sich die Klärschlammkompostierung für die Erzeugung eines landwirtschaftlich vermarktbaren Produkts bewährt, da hier aufgrund des ganzjährig trockenen und warmen Klimas eine hohe seuchenhygienische Qualität erreichbar ist. Die Klärschlammkomposte werden hier gezielt zur Verbesserung der Humusbilanz nährstoffarmer Böden eingesetzt (AFESD, 2007).

In der Literatur existieren wenige Untersuchungen, die die Abhängigkeit des Rottefortschritts von den Umgebungsbedingungen thematisieren. Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass sowohl Dauer als auch Intensität der Intensivrotte nur unwesentlich von der Temperatur beeinflusst werden (Huang et al., 2005). Die Bedingungen, unter denen Untersuchungen zur erfolgreichen Kom-

postierung durchgeführt wurden, reichen von -10 °C Außentemperatur (Strauch und Berg, 1980) bis in den hohen mesophilen Temperaturbereich (UNEP, 2005). Nach Loll (1996) üben Wassergehalt, Sauerstoffversorgung und Umwälzung einen weitaus höheren Einfluss auf den Temperaturhaushalt der Miete aus als die Außentemperatur, auch wenn Abstrahlungsverluste bei niedrigen Temperaturen, z.B. durch Folienabdeckung, reduziert werden sollten. Bisher ist der Einfluss der Umgebungstemperatur auf den Rotteverlauf von Klärschlammgemischen und der Effekt auf die Desinfektionsleistung jedoch nicht quantifiziert.

2.2.1.4 Bemessungsgrundlagen

Für die Verfahren zur biologischen Klärschlammstabilisierung werden im Gegensatz zur biologischen Abwasserreinigung keine kinetischen Berechnungsmodelle zur Bemessung benutzt. Existierende Simulationsmodelle erlauben zwar die Berechnung von Klärschlamm-mengen und die Modellierung aerober Prozesse (vgl. Activated Sludge Models ASM 1 bis ASM 3 der IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment) bzw. der Klärschlammfaulung (vgl. Anaerobic Digestion Model ADM 1 der IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes), haben allerdings bisher nur eine geringe Praxisrelevanz erlangt. Die vorzuhaltenden Reaktorvolumina werden daher über die zum Erreichen eines bestimmten Stabilisierungsziels erforderliche Aufenthaltszeit, die zulässige Raumbelastung und das entweder aus Betriebsdaten abgeleitete oder an Richtwerte angelehnte Klärschlammvolumen bemessen (vgl. Kapitel 5).

Die grundlegenden Zusammenhänge zwischen temperaturgesteuerter Aktivität der Mikroorganismen und der Behandlungsdauer sind bekannt. Auch in den Bemessungsempfehlungen der DWA werden, angelehnt an Arbeiten von Loll (1974), Aussagen zur prinzipiellen Abhängigkeit der Stabilisierungszeit von der Temperatur getroffen (Abbildung 3). Eine Definition der den ausgewiesenen Behandlungszeiten zu Grunde liegenden Stabilisierungsziele erfolgt jedoch nicht.

Neben der Temperaturabhängigkeit sind in deutschsprachigen Regelwerken (z.B. DWA, MUNLV) Orientierungswerte für die Auslegung und Belastung von Anlagen zur biologischen Schlammstabilisierung angegeben. Im Falle der getrennt aeroben Stabilisierung bei Umgebungstemperatur bzw. unter mesophilen und thermophilen Temperaturen sind die in Tabelle 3 dargestellten Richtwerte für die Bemessung aufgeführt.

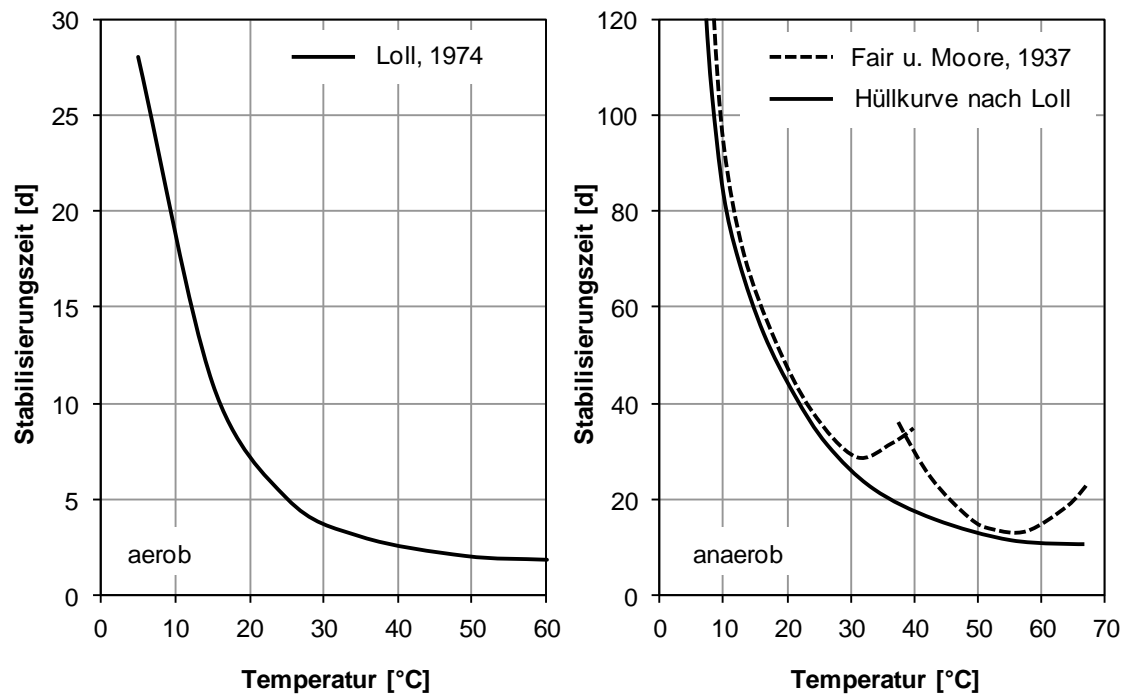


Abbildung 3: Abhängigkeit der getrennt aeroben (links) und anaeroben (rechts) Stabilisierungszeit von der Temperatur, ATV-DVWK-M 368, 2003

Tabelle 3: Richtwerte für die Bemessung der getrennt aeroben Schlammstabilisierung nach ATV-DVWK-M 368, 2003

Betriebsparameter	Einheit	Normaltemperatur	Meso-/Thermophil
Abbaugrad der organischen Substanz	[%]	~ 40	~ 40
Erforderliche Belüftungszeit	[d]	≥ 20 d, T ≥ 10 °C	≥ 5 d, T ≥ 45 °C
Feststoffgehalt des Rohschlamm	[kg TR/m ³]	30-40	35-80; optimal: 50-70
Erforderlicher Sauerstoffeintrag	[kg O ₂ /(m ³ ·d)]	≥ 2,2 bei η _o TR = 30-35 %	Bemessung erfolgt über CSB-Bilanz nach Ansatz v. Bau (1986)
erforderliche Leistungsdichte für Belüftung und Durchmischung	[W/m ³]	≥ 50	80-100 bei statischer Schlammeindickung mit TR _{RS} = 3,5-4 %; 120-180 bei maschineller Schlammeindickung mit TR _{RS} = 5-6,5 %

Für die anaerobe Flüssigschlammstabilisierung lassen sich die in Tabelle 4 dargestellten Orientierungswerte zusammenfassen. Neben der Berücksichti-

gung der Faulzeit wird zudem eine organische Raumbelastung von 1,5 kg oTR/(m³·d) bei kleinen und von bis zu 4,5 kg oTR/(m³·d) bei großen Anlagen empfohlen (MUNLV, 2001).

Tabelle 4: Richtwerte für die Bemessung der mesophilen Schlammfäulung nach ATV-DVWK-M 368, 2003¹⁾; Imhoff, 1996²⁾ und MUNLV, 2001³⁾

Betriebsparameter	Einheit	Wertebereich
Abbaugrad organ. Substanz	[%]	45-50 ¹⁾
Feststoffgehalt Rohschlamm	[kg TR/m ³]	30 - 80 ¹⁾
Erforderliche Behandlungszeit	[d]	Unbeheizt: 120 ²⁾ ; beheizt, mesophil: 15-30 in Abhängigkeit der Anschlussgröße ³⁾ ; beheizt, thermophil: 10 ²⁾
Organische Raumbelastung	[kg oTR ₀ /(m ³ ·d)]	1,5-4,5 in Abhängigkeit der Anschlussgröße ³⁾
Spezifische Faulgasproduktion	[NL/kg oTR ₀]	400-500 ¹⁾
Methangehalt im Faulgas	[%]	60-70 ¹⁾

Für die Klärschlammkompostierung existieren keine konkreten Empfehlungen zur Bemessung, wie sie dem technischen Regelwerk der DWA für die aerobe und anaerobe Flüssigschlammstabilisierung entnommen werden können. In einer Vielzahl von Veröffentlichungen werden jedoch die in Tabelle 5 zusammengefassten Betriebskennzahlen für eine sachgerechte Klärschlammkompostierung angegeben.

Tabelle 5: Betriebskennzahlen für Anlagen zur Mietenkompostierung von Klärschlamm aus mechanisch-biologischer Abwasserreinigung

Parameter	Einheit	Wertebereich
Abbaugrad organischer Substanz ¹⁾	[%]	> 50
Nährstoffverhältnis C:N im Ausgangsmaterial ^{1,2)}	[Masse-%]	20-35:1
Optimaler Wassergehalt der Miete ^{1,2)}	[%]	40-65
Optimales Luftporenvolumen ^{1,2)}	[%]	25-40
Stöchiometrischer Sauerstoffbedarf ³⁾	[kg O ₂ /kg oTR _e]	~ 2

(Fortsetzung Tabelle 5):

Mietengeometrie (Dreiecksmiete) ¹⁾	[m]	Höhe: 2-2,5 Breite: 2-4,5
Flächenbedarf (Rotte+Verkehrsfläche) ⁴⁾	[m ² /Mg TR ₀]	2,5

¹⁾ Loll, 1996; ²⁾ Bidlingmaier, 2000; ³⁾ Pinto, 2007; ⁴⁾ Meyer, 1995

2.2.2 Behandlung mit Kalk

2.2.2.1 Kalkhydrat und Branntkalk

Die Zugabe von Kalkprodukten vor einer Verwertung oder zur Konditionierung vor der Entwässerung bewirkt eine pH-Wert Anhebung in Abhängigkeit der stofflichen Eigenschaften des Klärschlammes und der Kalkdosierung. Bei einem längerfristigen Anstieg des pH-Wertes auf über 12,5 gilt Klärschlamm als temporär stabilisiert und desinfiziert (Schreiber-Rothschild, 1980; Strauch et al., 1980; Otte-Witte, 1985; Kassner et. al., 1988; Thomé-Kozmiensky, 1998). Dabei werden die organischen Schlamminhaltsstoffe jedoch nicht tatsächlich abgebaut, sondern es wird durch die Zugabe von Kalkmilch oder Branntkalk lediglich ein abbauhemmendes Milieu geschaffen. Fällt der pH-Wert im Klärschlamm wieder, so setzen die Abbauprozesse erneut ein.

Eine Kalkbehandlung ist für Roh-, aber auch für (teil)stabilisierte Schlämme geeignet, insbesondere wenn eine weitergehende Desinfektion erfolgen soll, als allein aufgrund der biologischen Stabilisierung möglich wäre. Eine Kalk(nach)-behandlung wird auch gerade dann empfohlen, wenn die Böden der aufnehmenden Landwirtschaft besonders kalkbedürftig sind (Möller und Zingler, 1996).

Kalkhydrat ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) wird für die Behandlung von flüssigem oder eingedicktem Klärschlamm verwendet. Die Dosierung erfolgt in der Regel in Chargen und in Form von Kalkmilch, so dass eine ausreichende Durchmischung gewährleistet ist. Aufgrund des sehr geringen technischen Aufwands wird die Kalkhydratbehandlung überwiegend auf Kläranlagen mit geringen bis mittleren Anschlussgrößen vor einer nachgeschalteten maschinellen Entwässerung und der landwirtschaftlichen Verwertung des Materials eingesetzt (Möller und Zingler, 1996).

Branntkalk (CaO) in pulverisierter Form hingegen wird für die Behandlung entwässerter Klärschlämme verwendet. Neben der Steigerung des pH-Wertes reagiert der Kalk mit dem im Schlamm enthaltenen Wasser und kann in ausreichender Dosierung eine Temperatursteigerung im Gemisch auf bis zu 70 °C hervorrufen (Löschreaktion). In Abhängigkeit der Reaktionszeit tritt hier somit

eine zusätzliche Desinfektionswirkung auf. Neben Enterobacteriaceae und Salmonellen können bei entsprechend hohen Temperaturen auch Ascariden inaktiviert werden (Schreiber-Rothschild, 1980; Wecker, 2003). Bei der Löschreaktion werden allerdings Ammoniakdämpfe frei, die entsprechend abgeführt und ggf. behandelt werden müssen (Peschen et al., 1985). Auch die Branntkalkbehandlung wird überwiegend auf kleinen und mittleren Kläranlagen eingesetzt, allerdings setzt das Verfahren sachbedingt eine Klärschlammverwässerung voraus, womit sich der Anwendungsbereich auf entsprechend ausgestattete Kläranlagen beschränkt.

Eine Zugabe von Kalkprodukten gehört nicht nur in Deutschland zu den Standardverfahren der Klärschlammbehandlung. Auch im außereuropäischen Ausland wird die Kalkdosierung insbesondere zur Geruchsminimierung und Desinfektion bei Rohschlamm eingesetzt (Farzadkia und Mahvi, 2004; Iranpour et al., 2004). Welchen Einfluss die klimatischen Randbedingungen auf die Prozesse der chemischen Stabilisierung und Desinfektion im Einzelnen haben, ist bislang weder für die Kalkhydrat- noch die Branntkalkbehandlung genau untersucht.

2.2.2.2 Bemessungsgrundlagen

Bei der Kalkbehandlung gilt der Klärschlamm gemäß deutscher technischer Empfehlungen als hinreichend desinfiziert, wenn ein pH-Wert im Branntkalk- bzw. Löschkalk-Klärschlamm-Gemisch von 12,5 für drei Monate eingehalten wird. Alternativ ist für die Branntkalkbehandlung auch eine Temperaturanhebung auf über 55 °C für mindestens zwei Stunden für eine ausreichende Abtötung bzw. Inaktivierung von pathogenen Mikroorganismen empfohlen (Otte-Witte, 1985; ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988a,b). Die für beide Behandlungsziele nötige Kalkdosierung ist abhängig von den stofflichen Eigenschaften des Schlammes, in erster Linie vom Feststoffgehalt und der Pufferkapazität.

Tabelle 6 zeigt übliche Dosierungen für eine ausreichend andauernde pH-Wert-Anhebung bei der Flüssigschlammbehandlung mit Kalkhydrat auf.

Tabelle 6: Dosierungsempfehlung für die Kalkhydratbehandlung kommunaler Klärschlämme (ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988b)

TR im Schlamm [%]	1-3	3-5	6	7	8	9	10
Kalkzugabe [kg Ca(OH) ₂ /m ³]	6	10	12	14	16	18	20

Bei der Branntkalkbehandlung liegen übliche Dosierungen zur Einhaltung des Temperaturkriteriums bei 150 bis 200 kg CaO/Mg entwässertem Schlamm (Otte-Witte, 1985; ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988b). Thomé-Kozmiensky (1998) gibt für eine ausreichende pH-Wert-Anhebung eine Branntkalkzugabe von 20 bis 30 % der Klärschlamm-trockenmasse an.

Für jeden Klärschlamm sind jedoch trotz der allgemeinen Dosierungsempfehlungen für die Lösch- und Branntkalkbehandlung Vorversuche nötig, in denen die notwendige Kalkdosis für die vorliegende Klärschlammqualität bestimmt wird (Möller und Zingler, 1996).

2.2.3 Natürliche Klärschlamm-entwässerung und -trocknung

Die Zielsetzung natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren ist eine weitestgehende Reduzierung des Schlammwassergehalts infolge von Verdunstung bzw. Wasserabtrennung durch Drainage. Prinzipiell sind diese Verfahren sowohl für stabilisierte als auch unbehandelte Klärschlämme geeignet.

Die Gründe für den Einsatz natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren sind vielfältig: Zum Einen werden durch die Reduzierung der Schlamm-massen weitere Behandlungs- und Transportkosten gespart, zum Anderen ist die Wasserabtrennung Grundvoraussetzung für die Verbrennung oder die sichere Deponierung des Materials. Gegenüber der mechanischen Entwässerung sind natürliche Verfahren in der Regel durch geringere Investitionen, einen niedrigen Wartungsaufwand und einen geringen Primärenergiebedarf bei gleichzeitig hohem Trocknungsergebnis gekennzeichnet (Tchobanoglous et al., 2003). Der Endfeststoffgehalt ist beliebig einstellbar, allerdings bewirkt eine Trocknung ab Feststoffgehalten von 60 % nur eine verhältnismäßig geringe Massenreduktion (vgl. Abbildung 4).

Das Trocknungsziel richtet sich in erster Linie nach den nachfolgenden Verwertungs- bzw. Entsorgungsoptionen des Schlammes. Während für die landwirtschaftliche Verwertung prinzipiell auch teilgetrocknete Schlämme verwendet werden können, ist beispielsweise für die Verbrennung ein möglichst hoher Wasserentzug anzustreben. Der minimale Trocknungsgrad in Abhängigkeit des Anteils organischer Substanz im Klärschlamm beträgt 35 % (vgl. Abbildung 5). Damit ist der Mindestfeststoffgehalt erreicht, der nach Thomé-Kozmiensky (1998) für eine selbstgängige Verbrennung mit Heizwerten $> 5 \text{ MJ/kg TR}$ erforderlich ist.

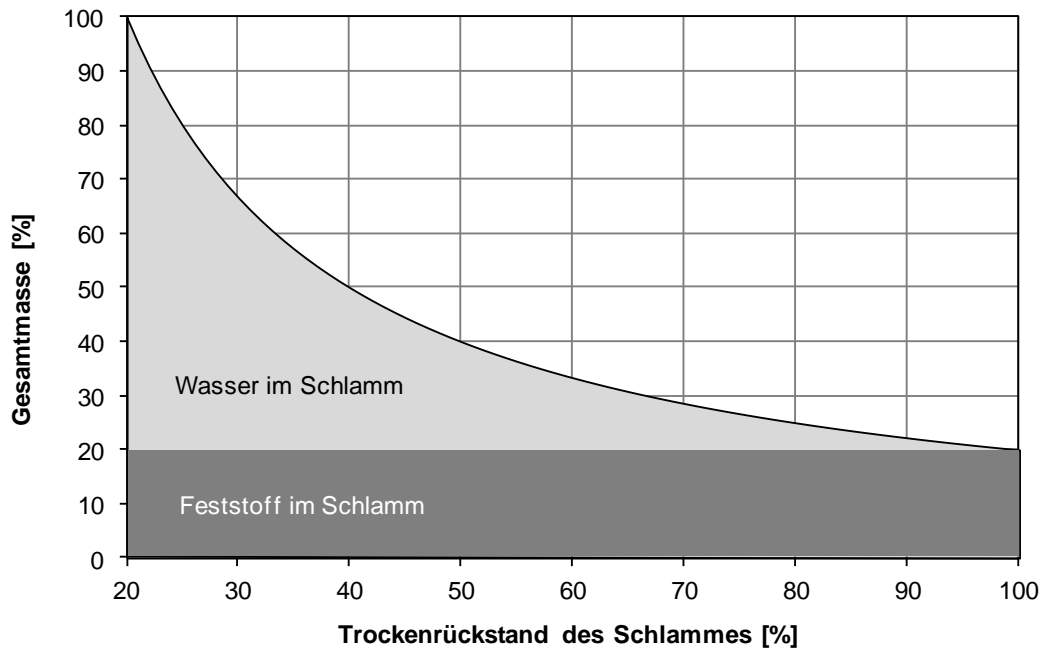


Abbildung 4: Verhältnis von Wasser- und Feststoffanteilen im Klärschlamm (hier: ausgehend von 200 kg TR/m³)

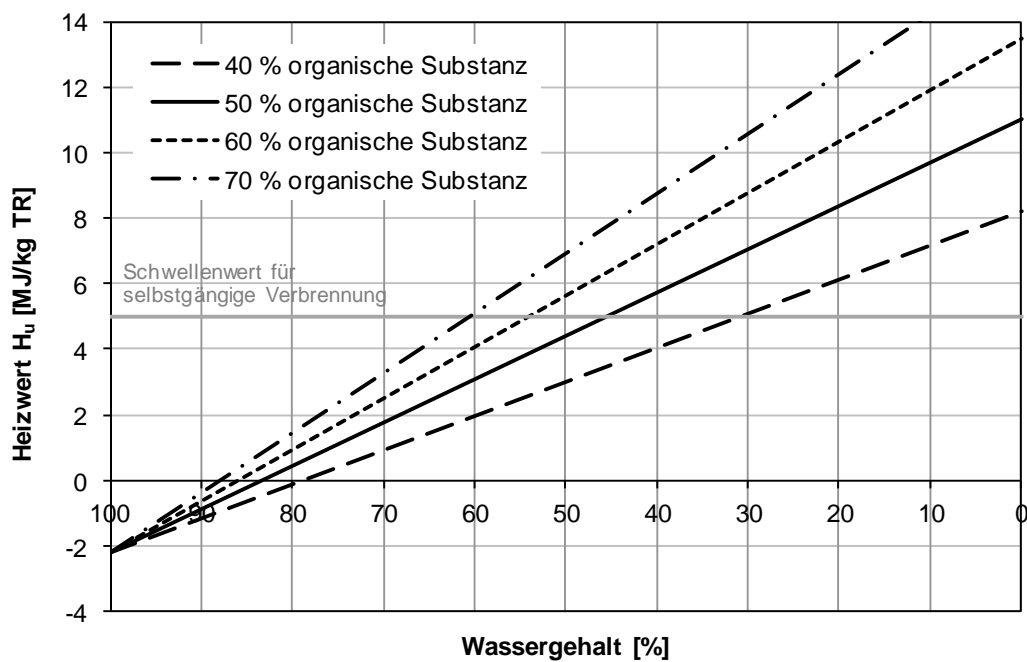


Abbildung 5: Heizwert H_u in Klärschlämmen in Abhängigkeit des Wasseranteils und der organischen Substanz

Den genannten Vorteilen steht allerdings ein sehr hoher Flächenbedarf gegenüber, so dass natürliche Entwässerungs- und Trocknungsverfahren überwiegend auf Kläranlagen kleiner und mittlerer Anschlussgröße realisiert sind. Insbesondere bei der Entwässerung von Rohschlämmen ist zudem mit Gerüchen

und massiver Insektenentwicklung zu rechnen. Die entscheidende Schwachstelle der Verfahren ist jedoch die Witterungsabhängigkeit: Je ungünstiger die klimatischen Randbedingungen für die Wasserverdunstung, desto geringer ist der erzielbare Feststoffgehalt bzw. desto länger sind die Trocknungszeiten, was wiederum einen größeren Flächenbedarf induziert.

Die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten und im Folgenden kurz vorgestellten Verfahrenstechniken umfassen

- die Entwässerung in konventionellen Trockenbeeten mit Sand-Kies Drainage,
- die Entwässerung in Schilf bepflanzten Trockenbeeten (Klärschlammvererdung), sowie
- die solare Klärschlamm-trocknung in transparenten Leichtbauhallen.

2.2.3.1 Konventionelle Trockenbeetentwässerung

Die Entwässerung in Trockenbeeten ist die weltweit am häufigsten verwendete Verfahrenstechnik zur Schlamm-Wasser-Trennung stabilisierter aber auch unbehandelter Klärschlämme auf kleinen und mittelgroßen Kläranlagen (Kunz, 1998; Goncalves et al., 2007). Konventionelle Trockenbeete bestehen vornehmlich aus mehreren befestigten Becken mit Sand-Kies-Drainage, durch die das Schlammwasser perkoliert und schließlich in Dränrohren gefasst wird. Das Filterbett besteht dabei aus mindestens zwei Schichten mineralischer Auflage, in der Regel mit 20 bis 30 cm Sand bzw. Feinkies über einer ca. 30 cm mächtigen Schotterschicht. Die Aufgabe flüssigen Klärschlammes auf die einzelnen Becken erfolgt in Intervallen mit Schichtdicken bis 30 cm über Beckenzuläufe mit Prallplatten, damit die Filterschicht nicht ausgespült wird. Nach weitestgehender Trocknung des Materials werden die Beete geräumt, wobei der zu erreichende Feststoffgehalt in gemäßigten Klimaten üblicherweise bei 400 kg TR/m³ liegt. Die Feststofffrachten, die dabei auf die Beete aufgebracht werden, betragen je nach Schlammart zwischen 60 und 150 kg TR/(m²·a) (Tchobanoglous et al., 2003). Der getrocknete Schlamm wird in der Regel manuell aus den Becken ausgehoben, ggf. gelagert, und schließlich einer weiteren Entsorgung oder Verwertung zugeführt. Wird die Sandfilterschicht durch den Schlammaushub beeinträchtigt, muss sie vor einer erneuten Beschlämmung wieder bis zu ihrer ursprünglichen Mächtigkeit aufgefüllt werden. Schlammwasser, das sich durch Konsolidierung des Klärschlammes an der Oberfläche sammelt, kann durch variable Überfallschwellen o.ä. abgeführt werden (Möller, 1996). Sickerwasser und Oberflächenwasser werden in die Kläranlage rückgeführt.

Die Trockenbeetentwässerung wird in warmen wie auch kalten Klimaten großtechnisch eingesetzt. Allerdings müssen die klimatischen Voraussetzungen und deren Auswirkungen auf die Entwässerungsleistung berücksichtigt werden. So kann eine (transparente) Überdachung der Trockenbeete sinnvoll sein um Niederschlagseinflüsse zu minimieren und somit den Wasseraustrag zu erhöhen. Gerade in kalten Klimaten kann die Wasserabgabe auch durch wiederholte Frost-Tau-Wechsel positiv beeinflusst werden. Durch den Gefrierprozess wird die Schlammstruktur derart verändert, dass nach dem Auftauen die Entwässerbarkeit verbessert ist (Bahrs, 1978). Tchobanoglous et al. (2003) empfehlen in kalten Klimaten allerdings geringere Schichtdicken von 7,5 bis 22,5 cm bei der Beschlämmung.

2.2.3.2 Klärschlammvererdung

Die Entwässerung flüssiger Klärschlämme in Schilf bepflanzten Trockenbeeten wurde in der 1960er Jahren entwickelt, als sich in Untersuchungen von Bittmann und Seidel (1967) herausstellte, dass *Phragmites australis* die Entwässerung und Mineralisation von Schlämmen verbessert. Prinzipiell eignen sich auch Gräser für die Klärschlammvererdung (Pabsch, 2004), Schilf zeichnet sich allerdings insbesondere durch die folgenden Eigenschaften aus (Rodewald-Rudescu, 1974; Reinhofer, 1998):

- Hoher Wasserbedarf, der die Evaporation im Freiland bis um das Sechsfache übertreffen kann,
- Hohe Widerstands- und Anpassungsfähigkeit an veränderte Standortbedingungen durch Bildung verschiedener Ökotypen,
- Isolation und Schutz gegen Witterungseinflüsse sowie Strukturierung des Klärschlammes durch Bestandesabfall,
- Aufreißen der Schlammoberfläche und Bildung von Entwässerungskanälen durch Halmbewegungen mit dem Wind,
- Auflockerung des Substrates und Vergrößerung des Porenraums durch Rhizom sympodien für eine verbesserte Entwässerung und Sauerstoffversorgung,
- Abgabe von Sauerstoff in das Substrat aus dem Aerenchymgewebe der Rhizome für Redox- und Sorptionsvorgänge sowie eine zusätzliche Mineralisation organischer Substanz in unmittelbarer Wurzelnähe.

In den 1980er Jahren finanzierte das Umweltbundesamt daraufhin Forschungsarbeiten zur Untersuchung der Eignung verschiedener Schlammarten für das Vererdungsverfahren (Hanisch und Zacher, 1988; Klee und Hofmann, 1988).

Diese Erfahrungen wurden durch systematische weitergehende Untersuchungen z.B. von Hofmann (1991), Reinhofer (1998) und Jordan (2006) erweitert, so dass heute eine Vielzahl von Empfehlungen für den Betrieb von Klärschlammvererdungsanlagen in Mitteleuropa mit unbehandelten sowie aerob und anaerob stabilisierten Schlämmen zur Verfügung steht. Bis 2002 konnte Gödecke (2004) über 60 großtechnische Anlagen zur Schlammvererdung allein in Deutschland zählen. Die Anschlussgröße der Kläranlagen betrug überwiegend 1.000 bis 30.000 EW. Mittlerweile sind sogar Anlagen bis zu 100.000 EW in Betrieb (Zöllner, 2007). Limitierender Faktor für die Anschlussgröße ist lediglich der für die Schilfbeete notwendige Platzbedarf.

Klärschlammvererdungsbeete sind ähnlich aufgebaut wie konventionelle Trockenbeete. Die Schilfpflanzen werden in eine Drainageschicht aus Kies und Sand gesetzt, wobei übliche Pflanzdichten bei 10 bis 20 Einzelpflanzen/m² liegen (Reinhofer, 1998). Der Klärschlamm wird auf der Filterschicht in ein- bis zweiwöchigen Abständen verteilt. Die Schilfpflanzen durchwurzeln und durchwachsen den aufgelandeten Schlamm und gewährleisten eine beschleunigte Schlammmentwässerung und -mineralisierung. Die Wasserabgabe erfolgt dabei zum Einen über die Oberfläche, bei sehr dichten Beständen allerdings im Wesentlichen durch Evapotranspiration der Pflanze und über die Drainageschicht. Das anfallende Sickerwasser wird gefasst und zurück in die Kläranlage geleitet. Die Beschickungsmenge orientiert sich am Entwässerungsprozess und die Schlammaufgabe erfolgt vornehmlich während der Sommermonate, kann aber auch im Winter fortgeführt werden. Allerdings ist dann aufgrund der klimatischen Bedingungen in Nordeuropa die Entwässerungsleistung geringer und auch die Schilfpflanzen befinden sich in der winterlichen Ruhephase. Aus diesem Grund empfehlen beispielsweise Reinhofer (1998) und Hruschka et al. (1999) eine auf die Vegetationszeit beschränkte Beschlämmung der Beete, während z.B. Nielsen (2003), Obarska-Pemkowiak et al. (2003) sowie Götze und Mauer (2004) ihre Beete ganzjährig beaufschlagen. Die Gesamtdauer der Beschickung beträgt bis zu zehn Jahren. Dann erfolgt eine etwa einjährige Abtrocknungsphase, in der lediglich Regenwasser durch den Schlamm infiltriert. In dieser Phase verstärkt sich die aerobe Mineralisation, der Feststoffgehalt erhöht sich auf 200 bis 400 kg TR/m³. Der vererdete Schlamm samt Pflanzenmaterial wird schließlich manuell oder maschinell aus den Becken ausgehoben und entweder direkt oder nach weiteren Behandlungsschritten einer Verwertung oder Entsorgung zugeführt (Pauly et al., 1997). Nach Jordan (2006) steigt die Akzeptanz der Landwirte für die Verwertung des Trockenguts, wenn Rhizome und andere mit dem entwässerten Klärschlamm ausgehobene Pflanzenreste mechanisch abgetrennt werden, so dass die Gefahr des Neuaustriebs auf land-

wirtschaftlichen Nutzflächen minimiert wird. Zur weiteren Steigerung des Feststoffgehalts und biologischen Stabilisierung kann auch eine aerobe Nachrotte erfolgen.

Limitierend für die Leistungsgrenzen des Verfahrens ist in erster Linie ein intakter Schilfbestand. Aus diesem Grunde variieren auch die Angaben zur jährlich aufzubringenden Feststofffracht bezogen auf die schilfbepflanzte Beetfläche in Abhängigkeit der Schlammart. Für aerob stabilisierte Schlämme wird in verschiedenen Publikationen eine Feststofffracht von 20 bis 70 kg TR/(m²·a), in Ausnahmen bis zu 110 kg TR/(m²·a), für Faulschlämme bis zu 60 kg TR/(m²·a) und für Rohschlämme bis zu 40 kg TR/(m²·a) angegeben. Ein umfassender Literaturvergleich findet sich in Jordan (2006).

Zur Anwendung der Klärschlammbehandlung unter anderen klimatischen Bedingungen existieren bislang nur wenige Erfahrungen. Dabei ist insbesondere in warmen Klimaten ein ganzjähriger Betrieb mit hohem Wasseraustrag infolge gesteigerter Evapotranspiration zu erwarten. An einer Pilotanlage in Ägypten konnten somit Feststoffbelastungen von 90 bis 110 kg TR/(m²·a) realisiert werden (gtz, 2002). Eine Pilotstudie zur Vererdung von Fäkalschlamm in Bangkok ergab sogar Feststoffbelastungen von bis zu 250 kg TR/(m²·a) (Heinß et al., 2003). In kalten Klimaten mit kurzer Vegetationsperiode ist eine vegetative Schlammbehandlung wenig zweckmäßig, da in diesem Fall die Wirksamkeit des Wasserentzugs durch die Schilfbepflanzung reduziert ist.

2.2.3.3 Solare Klärschlamm Trocknung

Bei der solaren Klärschlamm Trocknung nutzt man die von der Sonne emittierte elektromagnetische Strahlung zur Verdunstung des Schlammwassers in vor-entwässerten, seltener auch flüssigen Klärschlämmen bis zu einem gewünschten Endfeststoffgehalt. Im Unterschied zu konventionellen Trockenbeeten wird der Schlamm in gewächshausähnlichen transparenten Leichtbauhallen ausgebracht, so dass die klimatischen Bedingungen (Aufheizung der Raumtemperatur und Luftzirkulation) verbessert und somit die Entwässerungs- bzw. Trocknungsleistung erheblich gesteigert werden kann. Der Schlammein- und Austrag erfolgt in der Regel maschinell und/oder mit automatisierten Fördereinrichtungen von entsprechenden Lagerplätzen. Dennoch findet eine effektive Solartrocknung nur an Standorten und zu Jahreszeiten mit ausreichender solarer Strahlungsenergie statt. Zur Unterstützung der Solartrocknung werden daher insbesondere auch in Deutschland weitere Niedrigtemperaturwärmequellen, z.B. Abwärme aus Industrieprozessen oder Biogasanlagen, genutzt. Der Einsatzbereich solarer Klärschlamm Trockner erstreckt sich von Klein(st)kläranlagen mit Anschlussgrößen ab 500 EW bis zu Großanlagen mit über 100.000 EW. Die

bislang größte Trocknungsanlage ging 2008 in Palma de Mallorca mit einer Anschlussgröße von 600.000 EW in Betrieb (Bux, 2010).

Die solare Klärschlamm-trocknung ist hinsichtlich ihrer Verfahrenstechnik eine Kombination aus Strahlungs- und Konvektionstrocknung (ATV-DVWK-M 379, 2004). Entscheidend für eine möglichst weitgehende Trocknung ist das ständige Wenden und Mischen des Schlammes sowie der Austrag der mit Wasserdampf gesättigten Luft. Der dafür benötigte maschinentechnische Aufwand ist das vorrangige Unterscheidungsmerkmal der eingesetzten solaren Trocknungsverfahren (vgl. Tabelle 7). In Deutschland konnte sich das Thermo-System-, das IST-, sowie das EDZ-Verfahren der Fa. Roediger Bioenergie und der Solartrockner der Fa. Huber SE am Markt durchsetzen. Insgesamt befinden sich derzeit 72 Solartrockner mit einer Kapazität von 39.500 Mg TR/a in Deutschland im Betrieb, davon nutzen 25 % der Anlagen zusätzliche Fremdwärmequellen (Bux, 2010).

Tabelle 7: Verfahrensmerkmale solarer Klärschlammrockner nach Angaben deutscher Hersteller

Parameter	IST	Thermo-System	Huber AG	Roediger Bioenergie
Eingangs-feststoffgehalt	≥ 20 (15 möglich) %	nass 3-10 %, entwässert 10-40 %	≥ 20 %	~ 25 %
Schlammaufgabe	Boden	Boden	Boden oder Lochblech	Boden
Steuerung	Lichtzellen (i), Abluftkamin	Klimafühler (i,a), Ventilatoren	Klimafühler (i,a), Ventilatoren	Klimafühler (i,a), Ventilatoren
Luftumwälzung, -transport	Zwangsbelüftung an geschlossenen Stirnseiten, natürliche Konvektion	Zwangsbelüftung ev. Abluftkamin, Konvektion	Einblasen von Trockenluft von oben und über Lochblechboden, Konvektion	Zwangsbelüftung an geschlossenen Stirnseiten, natürliche Konvektion
Betriebsweise	kontinuierlich	Batch, (semi)kontinuierlich	kontinuierlich	kontinuierlich
Energiequelle ¹	S, Fu	S, Fu, Su	S, Su	Su, Fu
Wenden, Granulieren, Belüften	Auf Schienen laufender Schubwender („Wendewolf“)	Wenderoboter („elektrisches Schwein“); Wendewalze („Schlammmanager“) für kontinuierlichen Betrieb	Schaufelwender	Kettengetriebenes Wende-system
Verfahrensschema				

¹ S: Solar (Solaranteil > 90 %), Su: Solarwärmeunterstützt (Solaranteil 51 – 90 %), Fu: Fremdwärmeunterstützt (Solaranteil 10 – 50 %); i: innen-, a: außenliegend

In gemäßigten Klimaten werden durchschnittliche Verdunstungsleistungen von 700 bis 750 kg H₂O/(m²·a) (Kassner, 2003) erreicht. Bux und Baumann (2003) nennen für die rein solare Trocknung ohne Fremdenergie je nach Standort, Schlammcharakteristika und Prozessführung Leistungskennwerte bis zu 1 Mg H₂O/(m²·a). In Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Fläche, der einfallenden Solarenergie sowie der Trocknungsdauer ist sowohl eine Teil- (< 850 kg TR/m³) als auch eine Volltrocknung (> 850 kg TR/m³) der Schlämme möglich, auch wenn letztere nur eine verhältnismäßig geringfügig gesteigerte Massenreduktion bewirkt (vgl. Abbildung 4). Bei der Bemessung des Wasseraustrags infolge der Verdunstung müssen bei der solaren Trocknung materialspezifische Transmissionsverluste der Globalstrahlung, die sich durch die Einhausung des Systems ergeben, berücksichtigt werden. Tabelle 8 zeigt die physikalischen Kennwerte für praxisübliche Materialien zur Eindeckung von Solartrocknern.

Tabelle 8: Kennwerte transparenter Eindeckungsmaterialien solarer Klärschlamm-trocknungsanlagen (Bux, 2010)

Material	Gewicht [kg/m ²]	Lebens- dauer [a]	Transmis- sion Φ ¹⁾ [-]	Wärmedurch- lässigkeit U ²⁾ [W/(m ² ·K)]
Sicherheitsglas	10	> 30	0,91	6
Doppelstegplatten (6 mm), PC4	1,3	15	0,82	3,6
Luftpolsterfolie (8 mm), PE3	0,41	10	0,82	3,2
PE-Doppelfolie (2·200 µm), PE3	0,37	5	0,80	4

¹⁾ Transmissionskoeffizient bei senkrechtem Lichteinfall nach DIN 5036;

²⁾ Wärmedurchgangskoeffizient nach DIN 4108

Untersuchungsergebnisse von Riedel et al. (2004) und die starke Zunahme solarer Trocknungsanlagen im vergangenen Jahrzehnt in Deutschland belegen, dass die solare Klärschlamm-trocknung auch unter hiesigen klimatischen Bedingungen ökologisch und ökonomisch sinnvoll einsetzbar sein kann. Die Autoren machen aber ebenfalls deutlich, dass im Winter und an Standorten mit ungünstigen klimatischen Verhältnissen (geringere Globalstrahlung und Temperatur sowie höhere Luftfeuchtigkeit) deutlich geringere Entwässerungs- bzw. Trocknungsleistungen zu verzeichnen sind, so dass entweder eine Fremdwärmeunterstützung oder aber eine Schlammzwischenlagerung im Winterzeitraum unumgänglich ist. Da die Leistung solarer Trockner naturgemäß an Standorten mit hoher Umgebungstemperatur und Globalstrahlung maximal ist, ist das Verfah-

ren insbesondere in wärmeren Klimaten sinnvoll einzusetzen. Erste Erfahrungen zur solaren Trocknung an Standorten in Südeuropa existieren. Über die Leistungsfähigkeit unter anderen klimatischen Bedingungen im außereuropäischen Ausland sind allerdings keine detaillierten Leistungsdaten bekannt.

2.2.3.4 Bemessungsgrundlagen

Maßgeblich für die Dimensionierung von natürlichen Entwässerungs- und Trocknungsanlagen sind die Klärschlammmenge sowie die Feststoffflächenbelastung. Letztere gibt die jährliche Feststoffmasse an, die bis zum Erreichen eines vorgegebenen Entwässerungsziels auf eine Fläche aufgetragen werden kann. Der Wasseraustrag natürlicher Entwässerungs- und Trocknungssysteme errechnet sich in Abhängigkeit der klimatischen Standortbedingungen aus dem Wassergehalt im Schlamm, ggf. unter der Berücksichtigung des Eintrags von Niederschlägen, abzüglich der Wasserverdunstung der unbewachsenen Schlammoberfläche sowie dem zusätzlichen Wasserentzug durch Pflanzen bei der Klärschlammvererdung. Für die Entwässerungsverfahren mit Drainage muss zusätzlich noch der Wasseraustrag über die Perkolat und ggf. die Wassergehaltsänderung in der Drainageschicht berücksichtigt werden. Abbildung 6 stellt die relevanten Wasserhaushaltskomponenten für die Berechnung des Wasseraustrags der einzelnen Systeme dar.

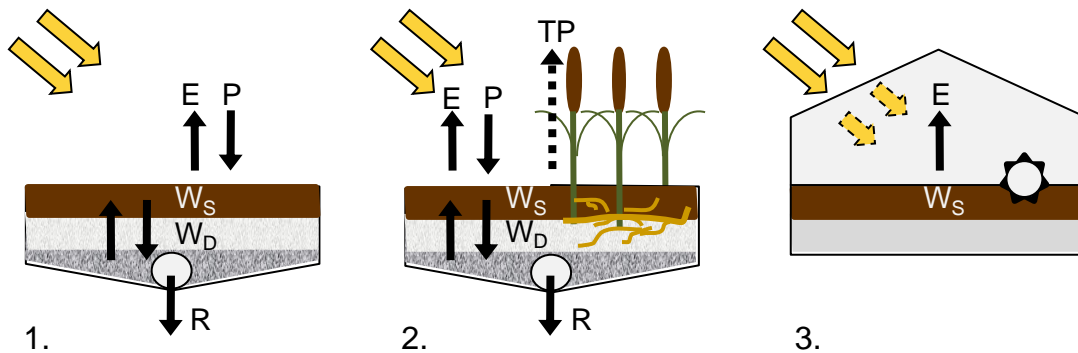


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Bilanzgrößen zur Berechnung des Wasseraustrags bei natürlichen Entwässerungs- und Trocknungsverfahren

Die Wasserbilanzen ergeben sich damit zu:

1. Wasseraustrag W bei konventioneller Trockenbeetentwässerung:

$$W = P + (W_{S,0} - W_{S,end}) + (W_{D,0} - W_{D,end}) - R - E$$

2. Wasseraustrag W bei der Klärschlammvererdung:

$$W = P + (W_{S,0} - W_{S,end}) + (W_{D,0} - W_{D,end}) - R - E - TP$$

3. Wasseraustrag W bei der solaren Klärschlamm-trocknung (ohne Drainage):

$$W = (W_{S,0} - W_{S,end}) - E$$

mit $(W_{S,0} - W_{S,end})$ = Wassergehaltsänderung im Schlamm durch Trocknung

$(W_{D,0} - W_{D,end})$ = Änderung des Wassergehalts in der Drainageschicht

P = Niederschlag, R = Sickerwasserabfluss

E = Evaporation, TP = Transpiration

Die Niederschlagshöhe, der Wassergehalt im Schlamm und in der Drainage, sowie der Sickerwasserabfluss sind messtechnisch erfassbar. Da eine zuverlässige und kontinuierliche Messung der Evaporation in Trockenbeeten und Solartrocknern bzw. der Evapotranspiration in Pflanzenbeeten nur mit hohem Aufwand realisierbar ist, wird die Verdunstung in der Regel mit empirischen oder physikalisch begründeten Modellen ermittelt. Im DVWK-Merkblatt 238 sind die verfügbaren Modelle, die neben den klimatologischen Einflussgrößen z.T. auch die Evapotranspiration aus Pflanzenbeständen berücksichtigen, veröffentlicht (vgl. DVWK-M 238, 1996). Dabei wird zwischen Berechnungsansätzen zur Bestimmung der potentiellen und aktuellen Verdunstung unterschieden. Die potentielle Verdunstung E_p entspricht dabei der theoretisch möglichen Verdunstung bei unbegrenztem Wasserdargebot, während die aktuelle Verdunstung E_a den tatsächlichen Wasservorrat im Boden, der für die Versorgung von Pflanzen zur Verfügung steht, berücksichtigt. Für Bedingungen, bei denen jederzeit eine ausreichende Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Bodenwasservorrat oder über Niederschläge gewährleistet ist, gibt die potentielle Verdunstung die tatsächliche Verdunstung ausreichend genau an (DVWK-M 238, 1996). Diese Annahme gilt vereinfachend auch für den Wasserentzug bei natürlichen Entwässerungs- und Trocknungsverfahren. Unter dieser Voraussetzung werden insbesondere die im Folgenden dargestellten Modelle von Penman und Turc-Wendling zur Berechnung der Verdunstung sowohl für unbepflanzte Trockenbeete und Solartrockner als auch für bepflanzte Vererdungsbeete als geeignet erachtet.

In der klassischen, physikalisch begründeten Penman-Beziehung werden Energie- und Wasserhaushaltsgrößen unter Berücksichtigung von Sättigungsdefizit und Windgeschwindigkeit für die Berechnung der Verdunstung von einer stets feuchten bewachsenen Landfläche kombiniert. Diese kann näherungsweise mit der potentiellen Verdunstung $E_{p,P}$ gleichgesetzt werden (Penman, 1956):

$$E_{p,P} = \frac{s}{s+y} \cdot \frac{R_n - G}{L} + \frac{y}{s+y} \cdot f(v) \cdot (e_s(T) - e) \quad [\text{mm/d}]$$

mit s = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [hPa/K]

y = Psychrometerkonstante (=0,65 hPa/K)

R_n = Nettostrahlungsbilanz [W/m²]

G = Bodenwärmestrom [W/m²]

L = spezifische Verdunstungswärme für 1 mm Verdunstungshöhe [J/(cm²·mm)]

e = Dampfdruck der Luft [hPa]

$e_s(T)$ = Sättigungsdampfdruck bei Temperatur T [hPa]

$f(v)$ = von Windgeschwindigkeit und Bewuchshöhe abhängige Funktion

Da die erforderlichen Eingangsdaten für das Penman-Modell in der Regel nicht verfügbar sind, lässt sich obige Gleichung für die Berechnung von Tageswerten der potentiellen Verdunstung aus klassischen Klimadaten empirisch vereinfachen (z.B. nach Wendling et al., 1991):

$$E_{p,P} = g(T) \cdot \left(\frac{0,6 \cdot R_G}{L} + 0,66 \cdot (1 + 1,08 \cdot v_2) \cdot \left(1 - \frac{U}{100} \right) \right) \cdot S_r \quad [\text{mm/d}]$$

Für die Temperaturfunktion ist folgende Näherungsfunktion $g(T)$ einsetzbar:

$$g(T) = \frac{s}{s+y} \approx 2,3 \cdot \frac{T+22}{T+123}$$

mit R_G = Globalstrahlung, Tagessumme [J/cm²]

S_r = Verhältnis von tatsächlicher zu astronomisch möglicher Sonnenscheindauer (aus Tabellenwerken nach IQBAL, 1983) [-]

T = Lufttemperatur, Tagesmittel in 2 m Höhe [°C]

v_2 = Windgeschwindigkeit, Tagesmittel in 2 m Höhe [m/s]

U = relative Luftfeuchte, Tagesmittel in 2 m Höhe [%]

Turc und Wendling entwickelten daraus schließlich ein empirisches Verdunstungsmodell, das durch die Integration von Koeffizienten zur Berücksichtigung der geographischen Lage (Abstand zur Küstennähe, basierend auf Untersuchungen von Makkink (1957) in den Niederlanden) und der Näherungsformel $g(T)$ den Datenaufwand der Penman-Beziehung noch weiter reduziert (Wendling et. al., 1991). Die potentielle Verdunstung $E_{p,T-W}$ ergibt sich zu:

$$E_{p,T-W} = \frac{(R_G + 93 \cdot f_K) \cdot (T + 22)}{150 \cdot (T + 123)} \quad [\text{mm/d}]$$

mit f_K = Küstenfaktor (im Küstenbereich bis 50 km = 0,6; im Binnenland = 1,0) [-]

Trotz der anwenderfreundlichen Parametrisierung der komplexen Penman-Formel führt die Berechnung der Verdunstung nach empirischen Ansätzen bei abweichenden Standortbedingungen zu systematischen Fehleinschätzungen. Daher empfiehlt die FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) die Berechnung der Verdunstung als „Grasreferenzverdunstung“ in Bezug auf eine standardisierte Oberfläche. Damit existiert ein einheitlicher Standard, nach dem weltweit Tages- oder Monatswerte berechnet und somit auch verglichen werden können. Für Landflächen mit anderen Nutzungsformen können Korrekturkoeffizienten berücksichtigt werden (DVWK-M 238, 1996). Mit dieser Referenzverdunstung (E) sind regional entwickelte, vereinfachte Verdunstungsformeln, wie z.B. diejenige nach Turc-Wendling, für eine allgemeingültigere Anwendung kalibrierbar (Wendling, 1995). Die standardisierte Evaporation nach Turc-Wendling E_{T-W} berechnet sich zu:

$$E_{T-W} = \frac{(R_G + 93 \cdot f_K) \cdot (T + 22)}{162 \cdot (T + 123) \cdot (1 + 0,0003 \cdot H)} \quad [\text{mm/d}]$$

mit H = geodätische Höhe [m ü NN]

Der eingefügte Term zur Höhenkorrektur kann im Flachland bis 200 m ü NN vernachlässigt werden, da die resultierende Änderung der Verdunstungshöhe im Genauigkeitsbereich der Verdunstungs- und Wasserbilanzrechnung liegt. Das modifizierte Modell von Turc-Wendling ist nach Einschätzung der DVWK für die praktische Berechnung der Verdunstung an unterschiedlichen Standorten bei guter Genauigkeit zweckmäßig und wird daher auch für Vorhersagen des Deutschen Wetterdiensts für spezielle Nutzer aus Land- und Wasserwirtschaft angewendet (DVWK-M 238, 1996).

Das Modell zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration nach Penman und der Ansatz zur Ermittlung der Referenzverdunstung nach Turc-Wendling werden in der Praxis gleichermaßen für die Berechnung des Wasseraustrags und ggf. auch bei der Betriebskontrolle natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren angewendet. Da die Penman-Beziehung allerdings einen hohen Anspruch an die erforderlichen klimatologischen Daten stellt, ist das Modell nach Turc-Wendling insbesondere für eine erste Abschätzung der Leistungsparameter von Trocknungsanlagen an verschiedenen Standorten zu bevorzugen. Die erforderlichen Eingangsgrößen können bei fehlenden Messungen der Tages- bzw. Monatsmitteltemperaturen und Strahlungssummen am exakten Standort aus öffentlichen Klimadatenbanken für vergleichbare Standorte bezogen werden.

3 Forschungsbedarf und Zielsetzung der Arbeit

3.1 Forschungsbedarf

Die Darstellung des Stands des Wissens und der Technik verdeutlicht, dass zwar durchaus eine Reihe an Untersuchungen zur Klärschlammbehandlung unter anderen als hiesigen klimatischen Randbedingungen existiert, die Erfahrungen allerdings sowohl aus kleinskaligen wissenschaftlichen Untersuchungen als auch von großtechnisch betriebenen Anlagen erhebliche Wissenslücken aufweisen. Allein für die biologische Flüssigschlammstabilisierung wurden bisher Aussagen zum Einfluss der Temperatur auf die Behandlungszeit auch in das deutschsprachige technische Regelwerk aufgenommen. Die dargestellten Zusammenhänge basieren allerdings auf Einzeluntersuchungen verschiedener Autoren aus den 1930er bis 1980er Jahren und sind nicht im Detail dokumentiert. Eine Übertragbarkeit dieser Empfehlungen auf andere Klimabedingungen und heutige Verhältnisse ist daher fraglich. Bei der Planung und Auslegung von Stabilisierungsanlagen ergeben sich somit erhebliche Unsicherheiten, die nicht nur für eine Über- oder Unterdimensionierung und damit verbundener Betriebsprobleme verantwortlich sein können, sondern auch eine sachgerechte Abwägung von Behandlungsvarianten erschwert. Planer und Anlagenbauer sind demnach gezwungen auf die vielfach hauptsächlich unter hiesigen Bedingungen erlangten Erkenntnisse zur Leistungsfähigkeit, zur Auslegung und zum Betrieb zurückzugreifen und für andere Randbedingungen ggf. zu extrapolieren.

Zukünftig müssen sich Planer und Anlagenbauer zudem auch neugestalteten Anforderungen an die Klärschlammbehandlung stellen. Die in der Praxis anerkannten Behandlungstechnologien sind in erster Linie auf die Reduktion von Masse und Volumen bzw. der organischen Fraktion ausgerichtet. Aktuelle Diskussionen im Zuge der Novellierung von gesetzlichen Rahmenbedingungen für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung auf europäischer und nationaler Ebene zeigen jedoch, dass neben einer allgemeinen Verschärfung von Schadstoffgrenzwerten, zukünftig auch eine weitestgehende Desinfektion des Klärschlammes gefordert sein könnte. Damit erhöhen sich die Anforderungen an die Prozessbewertung und die Produktqualität für die stoffliche Verwertung auch in Deutschland. Das Desinfektionsgebot rückt vor allem aber auch dann in den Fokus, wenn es um den Transfer bei uns bewährter Technologien und Klärschlammbehandlungskonzepte in Regionen geht, wo aufgrund der klimatischen Verhältnisse und ggf. der gesundheitlichen Versorgungssituation ein erhöhtes Infektionsrisiko besteht und sich somit der Anspruch an die Leistungsfähigkeit konventioneller Behandlungsverfahren verschiebt.

Der Stand des Wissens zu den Zusammenhängen zwischen klimatischen Verhältnissen, der Schlammstabilisierung und der Reduktion pathogener Mikroorganismen muss daher gezielt durch systematische Untersuchungen in den entsprechenden Teilbereichen ergänzt werden, damit auch unter geänderten Randbedingungen eine möglichst angepasste und vorteilhafte Klärschlammbehandlung erfolgen kann.

3.2 Ziele der Arbeit

Vor diesem Hintergrund ist vorrangiges Ziel der Arbeit, ausgewählte Behandlungsverfahren für kommunale Klärschlämme bezüglich ihrer Leistungsfähigkeit unter anderen Randbedingungen zu untersuchen und zu bewerten, so dass sowohl eine sachgerechte Auswahl und Dimensionierung geeigneter Technologien, als auch eine sichere Handhabung für unterschiedliche Einsatzbereiche gewährleistet werden kann. Unerlässlich für die Planung von Klärschlammbehandlungsanlagen ist zudem die Abschätzung zu erwartender Klärschlamm-mengen, so dass die Auswirkung variierender Abwassertemperaturen auf die Primär- und Überschussschlammproduktion bei konventioneller mechanisch-biologischer Abwasserreinigung einbezogen werden kann.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit werden neben der biologischen Stabilisierung im aeroben und anaeroben Milieu auch die Brannt- und Löschkalkbehandlung untersucht. In Anlehnung an die in Kapitel 2.2.3 beschriebenen Nachteile für die natürliche Entwässerung und Trocknung von Rohschlamm werden für die konventionelle und die Schilfbeetentwässerung sowie für die solare Trocknung vorbehandelte Schlämme verwendet (Abbildung 7).

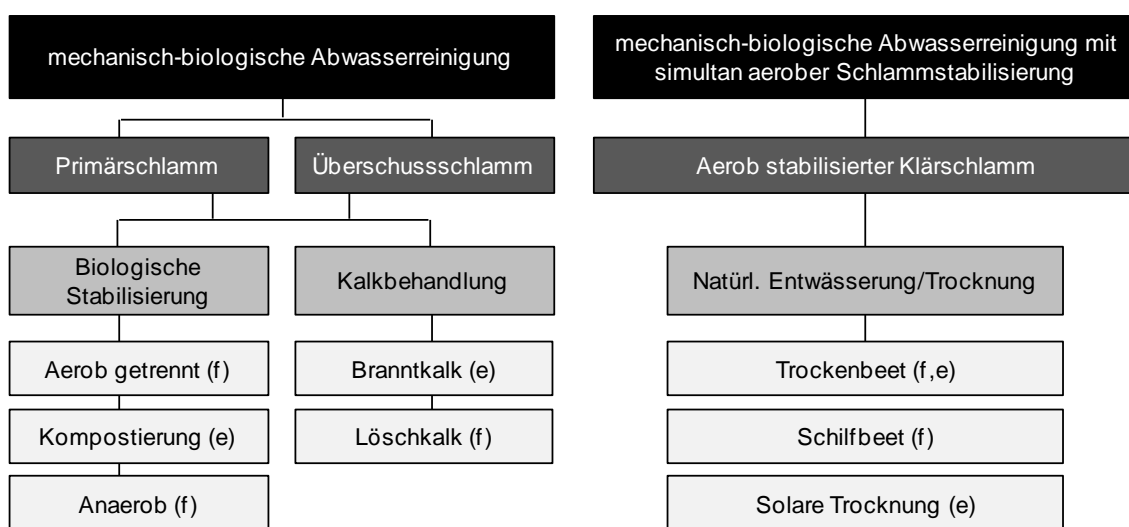


Abbildung 7: Betrachtete Verfahren zur Behandlung flüssiger (f) und entwässerter Klärschlämme (e)

Aufbauend auf existierenden Erfahrungen und Bemessungsansätzen zu diesen Behandlungsverfahren werden in der vorliegenden Arbeit Empfehlungen aus Ergebnissen gezielter praktischer Versuche im Labormaßstab unter besonderer Berücksichtigung des Parameters Temperatur abgeleitet. Im Gegensatz zur Bewertung einzelner Verfahrensvarianten anhand von Betriebsdaten großtechnischer Anlagen kann somit den Ansprüchen der Vergleichbarkeit der eingestellten Randbedingungen weitestgehend entsprochen werden. Da zudem umfangreiche Erfahrungswerte für den Einsatz von Schlammbehandlungsverfahren vor allem unter Bedingungen außerhalb Mitteleuropas fehlen, müsste für einen quantitativen Leistungsvergleich zunächst ein entsprechendes Monitoringkonzept realisiert werden. Der Aufwand für eine ausreichende Dichte an Betriebsdaten für verschiedene Anlagen und Standorte überstiege allerdings bei weitem die routinemäßige Betriebskontrolle auf Kläranlagen.

Anhand der Untersuchungsergebnisse der vorliegenden Arbeit sollen somit im Einzelnen

- der Stoffumsatz einzelner Behandlungsprozesse unter verschiedenen Randbedingungen untersucht und bewertet,
- Reduktionsraten für pathogene Mikroorganismen ermittelt, sowie
- die Qualität des behandelten Klärschlammes im Hinblick auf die stoffliche Verwertung charakterisiert werden.

Anhand dieser Ergebnisse werden schließlich

- Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb von Klärschlammbehandlungsanlagen für unterschiedliche Umgebungsbedingungen abgeleitet, sowie
- eine qualitative Bewertung der Vor- und Nachteile der einzelnen Verfahren durchgeführt.

3.3 Abgrenzung der Arbeit

Die einzelnen Behandlungsprozesse werden in der vorliegenden Arbeit jeweils getrennt voneinander und ohne Variation der Art der Abwasserreinigung betrachtet. Auswirkungen geänderter Randbedingungen auf weitere Verfahrensschritte der Schlammbehandlung wie z.B. die maschinelle Eindickung und Entwässerung, die üblicherweise einer Stabilisierung vor- und/oder nachgeschaltet wird, sind nicht Gegenstand der Untersuchungen. Eine Einschätzung einer möglichen Nährstoffrückbelastung für die Kläranlage, wie sie sich bei der natürlichen Entwässerung behandelter Klärschlämme ergäbe, erfolgt anhand von Untersuchungen zur Qualität des Schlammwassers.

Für die Bewertung des Behandlungserfolges werden vordergründig Kriterien zur Produktion eines qualitativ hochwertigen und damit weitestgehend stofflich verwertbaren Produkts erarbeitet. Damit wird dem Kreislaufwirtschaftsgedanken Rechnung getragen, vorhandene Wertstoffe in organischen Abfällen weitestgehend in den Stoffkreislauf rückzuführen anstatt sie zu beseitigen, sofern die Schadstoffkonzentrationen vertretbar niedrig sind. Da die Ziele der Klärschlammbehandlung grundsätzlich an die Möglichkeiten des Klärschlammverbleibs anzupassen sind, erfordern andere Verwertungs- oder Beseitigungswege ggf. eine Anpassung der Behandlungskriterien und damit auch eine Anpassung der Empfehlungen in dieser Arbeit.

Der Behandlungserfolg steht auch bei der Verfahrensbewertung im Vordergrund. Energetische Aspekte werden qualitativ in die Verfahrensbewertung einbezogen. Die Behandlungskosten hingegen werden nicht berücksichtigt. Aussagen zur Wirtschaftlichkeit von Verfahrensvarianten wären nur unter Berücksichtigung einer Vielzahl von standortabhängigen Einflussfaktoren für Fallbeispiele möglich, die wiederum keine allgemeinen Aussagen zuließen.

4 Material und Methoden

In den folgenden Abschnitten werden das Versuchsprogramm, sowie die Analysemethoden und die Versuchsanlagen beschrieben.

4.1 Versuchsprogramm

Die Versuche zur Quantifizierung des Temperatureinflusses auf die biologische Stabilisierung und die Kalkbehandlung wurden in temperatur- und feuchtekontrollierten Klimakammern aufgestellt. In allen Klimakammern herrschte eine geringfügige Luftumwälzung bei geregelter Luftfeuchtigkeit von $60 \pm 5 \%$. Die realisierte Temperaturspanne betrug 5 bis 30 °C, wobei bei der aeroben und anaeroben Flüssigschlammstabilisierung als Referenz für die Desinfektionsleistung auch jeweils eine Versuchsreihe unter thermophilen Bedingungen durchgeführt wurde. Die Untersuchungen zur solaren Klärschlamm-trocknung in Gewächshauskonstruktionen, die Versuche zur konventionellen Trockenbeetentwässerung sowie zur Entwässerung in Schilf bepflanzten Trockenbeeten hingegen wurden im Freigelände durchgeführt. Tabelle 9 liefert einen Überblick über die Versuchsanlagen und die untersuchten Randbedingungen.

Tabelle 9: Untersuchte Verfahren und Randbedingungen

Verfahren	Untersuchte Temperatur	Details
Getrennt aerobe Stabilisierung	5, 10, 20, 30, 55 °C	In Klimakammer, Batchverfahren, Ansatz à 23 und 7 L
Anaerobe Stabilisierung	5, 10, 25, 30, 35, 55 °C	In Klimakammer und Laboranlage (Wasserbad), Batchverfahren, Ansatz à 23 und 0,7 L
Behandlung mit Löschkalk	5, 10, 15, 25, 30 °C	In Klimakammer, Batchverfahren, Ansatz à 30 L Schlamm
Behandlung mit Branntkalk	5, 10, 15, 25, 30 °C	In Klimakammer, Batchverfahren, Ansatz à 30 L Schlamm
Kompostierung	5, 10, 15, 20, 25, 30 °C	In Klimakammer als Intensivrotte in Rottebox und offene Miete unter Zugabe von Strukturmitteln (Holzhäckselsel, Papier, Stroh), Batchverfahren, Ansatz à 100 L
Solare und konventionelle Klärschlamm-trocknung im Trockenbeet	-2 – 22 °C	In Freigeländerversuchen über die Wintermonate von Januar bis Mai, eingehaust bzw. überdacht, Batchverfahren; Variation von Schichtdicke und Ventilation bei solarer Trocknung, mit/ohne Umwälzung

(Fortsetzung Tabelle 9):

Vererdung und konventionelle Klärschlamm-trocknung im Trockenbeet	4 – 24 °C	Während der Vegetationsperiode von Juni bis September im Freigelände, semikontinuierliche Beschickung; Variation Feststoffflächenbelastung, Trockenbeet mit/ohne Überdachung
---	-----------	--

Die realisierten Temperaturspannen und einzelnen Temperaturabstufungen sind dabei an technisch interessante Betriebspunkte z.B. für die biologische Stabilisierung angelehnt. Der untersuchte Temperaturbereich für natürliche Entwässerungs- und Trocknungsverfahren im Freigelände ist naturgemäß von den klimatischen Randbedingungen vor Ort abhängig.

Die einzelnen Versuchsansätze zu den acht Klärschlammbehandlungsverfahren wurden zu Beginn (t_0), zum Ende (t_{end}) und z.T. während der Versuchslaufzeit (t_n) auf die in Tabelle 10 dargestellten Parameter zur Beurteilung

- des Nährstoffumsatzes,
- des erreichbaren Stabilisierungsgrades,
- der Desinfektionsleistung und
- der Pflanzenverträglichkeit untersucht.

Tabelle 10: Analysenprogramm für die einzelnen Behandlungsverfahren

	t_0	t_n	t_{end}	Bemerkung
TR, AFS, GV, η_{pTR}	x	x	x	AFS in Sickerwässern bei natürlicher Entwässerung/Trocknung
pH, EC	x	x	x	-
CSB, CSB_f	x	x	x	-
TOC	x	x	x	Bei Kompostierung
BSB_5	x	x	x	Bei aerober und anaerober Flüssigschlammstabilisierung
Organ. Säuren	x	x	x	Nur bei anaerober Stabilisierung
KN, $\text{NH}_4\text{-N}$	x	(x)	x	Unregelmäßig während des Verlaufs
P_{ges} , $\text{PO}_4\text{-P}$	x	(x)	x	Unregelmäßig während des Verlaufs

(Fortsetzung Tabelle 10):

E. Coli	x	(x)	x	Unregelmäßig während des Verlaufs bei biologischer Stabilisierung
Restgaspotenzial	-	-	x	Nur bei aerober und anaerober Flüssigschlammstabilisierung
Rottegrad	-	-	x	Bei Kompostierung
Pflanzenverträglichkeit (Kresstest)	-	-	x	-

4.2 Charakterisierung der verwendeten Klärschlämme

Die praktischen Versuche zu den biologischen und chemischen Behandlungsverfahren wurden mit Überschussschlamm (ÜS) und Primärschlamm (PS) einer kommunalen Großkläranlage, die nach dem Belebtschlammverfahren zur weitergehenden Nährstoffelimination betrieben wird, durchgeführt. Primär- und Überschussschlamm wurden in den Verhältnissen der Trockensubstanz von 1:1, 3:2 und 2:1 zur Abbildung verschiedener Schlammqualitäten in Mehrfachansätzen gemischt. In Tabelle 11 ist die Spannbreite der chemischen Beschaffenheit der verwendeten flüssigen und eingedickten bzw. entwässerten Klärschlämme charakterisiert.

Tabelle 11: Zusammensetzung flüssiger und entwässerter Rohschlämme (Mischungsverhältnisse ÜS:PS = 1:1, 3:2, 2:1)

Parameter		flüssige Rohschlämme		eingedickte/entwässerte Rohschlämme	
		Min	Max	Min	Max
pH	[-]	6,3	7,6	6,5	7,2
TR	[kg/m ³]	11,1	29,5	140	165
GV	[%]	68,6	78,9	69,0	74,9
CSB	[mg/L]	12.010	46.810	164.050	246.950
CSB _f	[mg/L]	594	2.320	6925	11.875
BSB ₅	[mg/L]	6.546	19.840	n.e.	n.e.
KN	[mg/L]	508	1.764	6.120	9.360

(Fortsetzung Tabelle 11):

NH ₄ -N	[mg/L]	21,2	155	393	585
P _{ges}	[mg/L]	186	610	2.410	4.189
PO ₄ -P	[mg/L]	7,8	33,6	42,1	119
E. Coli	[MPN/g TR]	15,9 · 10 ⁶	48,4 · 10 ⁶	33,8 · 10 ⁶	75,3 · 10 ⁶

Für die Versuche zur natürlichen Entwässerung und Trocknung hingegen wurde Klärschlamm einer kommunalen Kleinkläranlage mit aerob simultaner Schlammstabilisierung verwendet. Die Beschaffenheit dieser Schlämme ist in Tabelle 12 aufgeführt.

Tabelle 12: Zusammensetzung flüssiger und entwässerter aerob simultan stabilerter Klärschlämme

Parameter		flüssige Schlämme		eingedickte/ entwässerte Schlämme
		Min	Max	
pH	[-]	7,1	7,4	7,0
TR	[kg/m ³]	25,4	28,9	124
GV	[%]	70,27	73,9	73,5
CSB	[mg/L]	18.420	15.190	73.550
CSB _f	[mg/L]	632	815	1.145
KN	[mg/L]	754	912	2.435
NH ₄ -N	[mg/L]	2,2	4,1	4,3
P _{ges}	[mg/L]	317	466	1.012
PO ₄ -P	[mg/L]	1,15	3,8	1,9
E. Coli	[MPN/g TR]	29,6 · 10 ⁵	-	36,2 · 10 ⁵

4.3 Analysemethoden

Die physikalischen und chemischen Methoden zur Analyse von Klärschlamm und Schlammwässern sind in Tabelle 13 angegeben.

Tabelle 13: Physikalische und chemische Bestimmungsmethoden

Parameter		Einheit	Methode
Trockenrückstand	TR	[kg/m ³]	DIN EN 12880, 2001-02
Glühverlust, Glührückstand	GV, GR	[%]	DIN EN 12879, 2001-02
Abfiltrierbare Stoffe	AFS	[mg/L]	DIN 38409-2, 1987-03
pH-Wert	pH	[-]	DIN EN 12176, 1998-06
Chemischer Sauerstoffbedarf	CSB	[mg/L]	DIN 38409 H41, 1980-1, photometrisch, Küvettentest Dr. Lange
Biologischer Sauerstoffbedarf	BSB ₅	[mg/L]	DIN EN 1899-1, 1998-05
Organischer Kohlenstoff	TOC	[g/kg]	EN 1484, 1997
Kjeldahl Nitrogen	KN	[mg/L]	Amerikanischem Einheitsverfahren (Standard Methods, 12. Auflage, 1965), NH ₃ -Messung mit ionenselektiver Sonde (Digital Ion-analyzer, Orion Model 801 A)
Ammonium-Stickstoff	NH ₄ -N	[mg/L]	DIN 38406-5, 1983-10
Nitrit-Stickstoff	NO ₂ -N	[mg/L]	DIN 38405 D20, 1991, photometrisch, Küvettentest Dr. Lange
Nitrat-Stickstoff	NO ₃ -N	[mg/L]	DIN 38405 D9, 1979-2, photometrisch, Küvettentest Dr. Lange
Gesamtphosphor	P _{ges}	[mg/L]	DIN 38405 D11, 1983-4, photometrisch, Küvettentest Dr. Lange
Orthophosphat-Phosphor	PO ₄ -P	[mg/L]	DIN 38405 D11, 1983-4, photometrisch, Küvettentest Dr. Lange
Gaszusammensetzung	CH ₄ , CO ₂	[%]	Gaschromatisch mit FID (HP 5890 Series II)
Organische Säuren (Essigsäureäquivalent)	HAc	[mg/L]	Gaschromatisch mit FID (HP 5890 Series II)
Pflanzenverträglichkeit (Kresstest)		[-]	Nach BGK, 1998 ¹
Rottegrad		[-]	Nach BGK, 1998
<i>Escherichia Coli</i>		[MPN/g]	DIN 10164-1; ASU 06.00-24

¹ Anpassung der Methode für behandelte Klärschlämme mit unterschiedlichem TR-Gehalt entsprechend des Feststoffmassenverhältnisses von Schlamm und Einheitserde. Einstellung des Wassergehalts auf Kulturfeuchte (~ 50 %).

Die aufgeführten Bestimmungsmethoden beziehen sich sowohl auf die Laborversuche als auch auf die Versuchsansätze in den Klimakammern und im Freigelände. Die Bestimmung des Fäkalindikators E.Coli erfolgte in einem externen mikrobiologischen Labor. Alle übrigen Analysen wurden im Labor des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig durchgeführt. Die Originalproben wurden vor der Analyse mit einem Hochleistungsdispergierer (Ultra-Turrax) homogenisiert. Eine Zuordnung zwischen gelöster und partikulärer Fraktion erfolgte durch Zentrifugieren der Originalprobe und Filtrieren des Zentrats bei 0,45 µm.

4.4 Beschreibung der Versuchsanlagen

4.4.1 Biologische Stabilisierung

4.4.1.1 Getrennt aerobe Stabilisierung

Die Versuche zur getrennt aeroben Stabilisierung kommunaler Klärschlämme wurden im Batchbetrieb in Kunststoffzylindern mit einem Nutzvolumen von 7 L und in Reaktoren mit einem Nutzvolumen von 23 L durchgeführt. Die Belüftung erfolgte mit Keramikbelüftern mit temperierter und befeuchteter Umgebungsluft. Die Sauerstoffkonzentration lag in jedem Versuchsansatz im Bereich der Sättigung für die jeweiligen Untersuchungstemperaturen. Zusätzliche Umwälzeinheiten wurden nicht installiert. Alle Versuchsreaktoren wurden in Klimakammern betrieben, ausgenommen der Versuche bei 10 und 55 °C, bei denen der Schlamm im Zylinder über eine außen anliegende Kupferspirale temperiert wurde.

4.4.1.2 Anaerobe Stabilisierung

Für die Versuche zur Klärschlammfäulung bei unterschiedlichen Temperaturen wurden Faulbehälter mit 23 L Nutzvolumen, automatisch gesteuerter Umwälzvorrichtung, Gasvolumenmessung (Ritter-Gasuhren) und Gasfassung (Gasbeutel) sowie Probenahme- und Zulaufstutzen in den Klimakammern aufgestellt. Zur Ermittlung optimaler Mischungsverhältnisse von Roh- und Impfschlämmen und zur Bestimmung des Restgaspotentials wurden zusätzlich Laborbatchanlagen mit einem Nutzvolumen von 0,7 L verwendet. Hierbei erfolgte die Einstellung der gewünschten Faultemperatur über ein temperierbares Wasserbad und die Gasmengenerfassung über Wasserverdrängung in zwei ineinander liegenden Kunststoffzylindern in einem Behälter mit Sperrflüssigkeit (Salzwasser). Das Ablesen des produzierten Gasvolumens erfolgte täglich bei beiden Versuchseinrichtungen und wurde unter Berücksichtigung der aktuellen Raumtemperatur und des Luftdruckes auf Normbedingungen umgerechnet. Die Gaspro-

duktion des zugesetzten Impfmateri als wurde nach der Normierung abgezogen. Für die Faulversuche bei den verschiedenen Temperaturen wurden mehrwöchige Adaptionszeiten zur Anzucht geeigneten Impfmateri als für die Versuche eingehalten. Abbildung 8 zeigt den schematischen Aufbau der Klimakammerreaktoren und der Batchanlage.

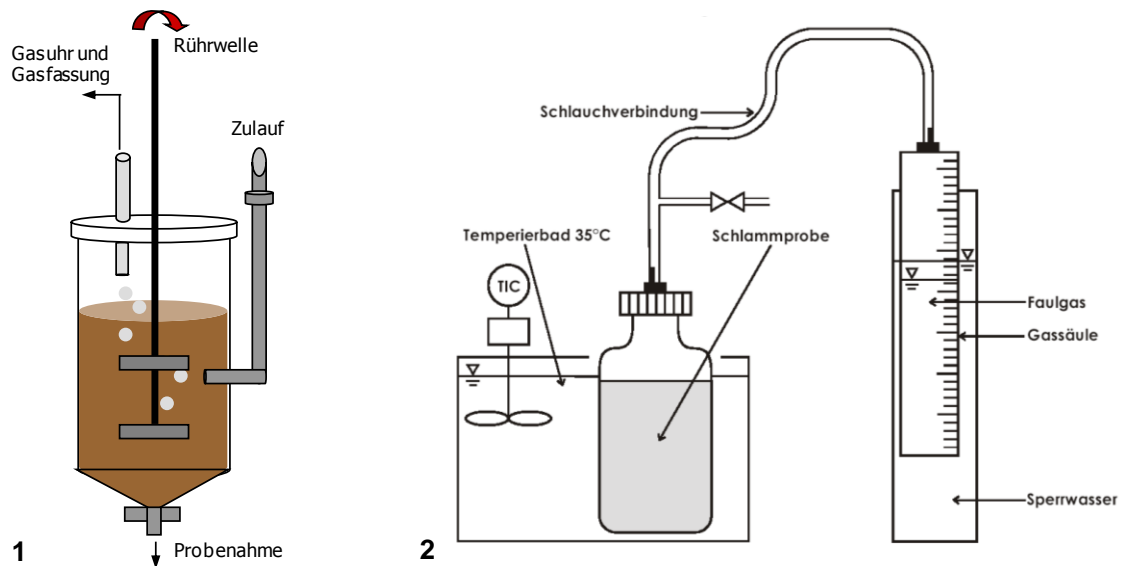


Abbildung 8: Versuchsreaktoren zur Klärschlammfaulung in der Klimakammer (1) und Aufbau der Batchtests zur Ermittlung optimaler Mischungsverhältnissen von Roh- und Impfschlamm sowie des Restgaspotentials (2)

4.4.1.3 Kompostierung

Für die Untersuchungen zur Kompostierung von Klärschlämmen mit organischen Strukturmitteln wurden zunächst geeignete Strukturmittel in Vorversuchen ausgewählt (Papier, Holzhäcksels, Stroh) und nur die Ansätze (Materialien und Mischungsverhältnisse) mit der höchsten Eigenerwärmung für die Versuche in der Klimakammer verwendet. Die Hauptrotte wurde in Rotteboxen mit 100 L Nutzvolumen, ausgestattet mit Drainageboden, Sohlenbelüftung mit einer Intensität von 300 L/h, Abluftfassung und Temperaturmesstechnik, durchgeführt. Nach der zweiwöchigen Intensivrotte wurde das Material über weitere sieben Wochen offen nachgerottet und dabei regelmäßig gewendet und ggf. befeuchtet (Abbildung 9).

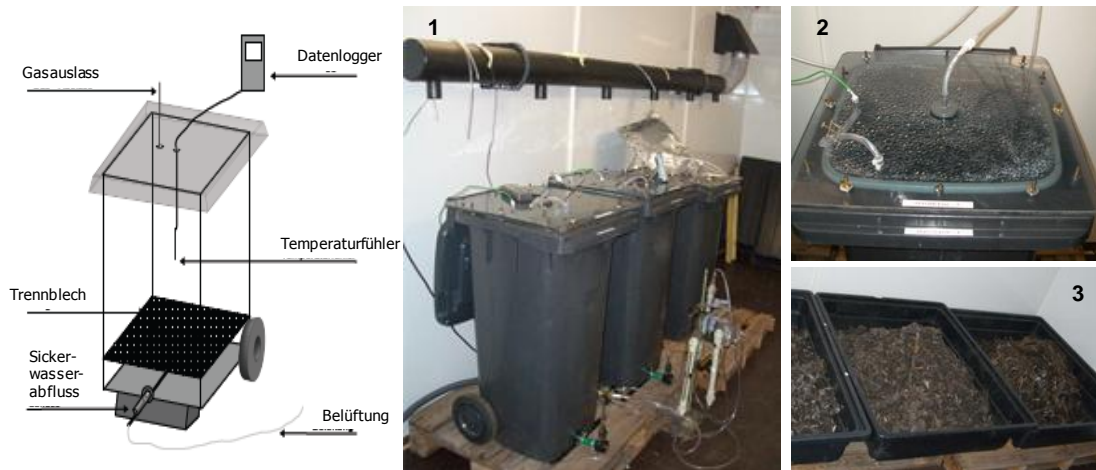


Abbildung 9: Reaktoren für die Intensivrotte mit Zwangsbelüftung und Ablufffassung (1+2) und Lagerflächen für die offene Nachrotte (3)

4.4.2 Kalkbehandlung

Zur Ermittlung einer sachgerechten Kalkdosierung wurden Vorversuche mit Branntkalk (Kalkqualität: CaO , $\text{MgO} > 90\%$) und Löschkalk (als 10 %-ige Kalkmilch, Kalkqualität: Ca(OH)_2 , $\text{Mg(OH)}_2 > 85\%$) und unterschiedlichen Klärschlammqualitäten in 1 L Ansätzen unter Laborbedingungen durchgeführt. Die Vorversuche dienten dazu, die für die verwendeten Klärschlämme notwendige Kalkdosierung für eine ausreichende pH-Wert-Erhöhung und im Falle der Branntkalkzugabe gleichzeitig für eine möglichst hohe Wärmefreisetzung zu ermitteln. Im Anschluss wurden in den Klimakammern bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen jeweils 30 kg entwässerter Klärschlamm mit Branntkalk, und jeweils 30 L flüssiger Klärschlamm mit Kalkmilch in Abluft gefassten Behältern über drei Monate eingelagert (Abbildung 10).

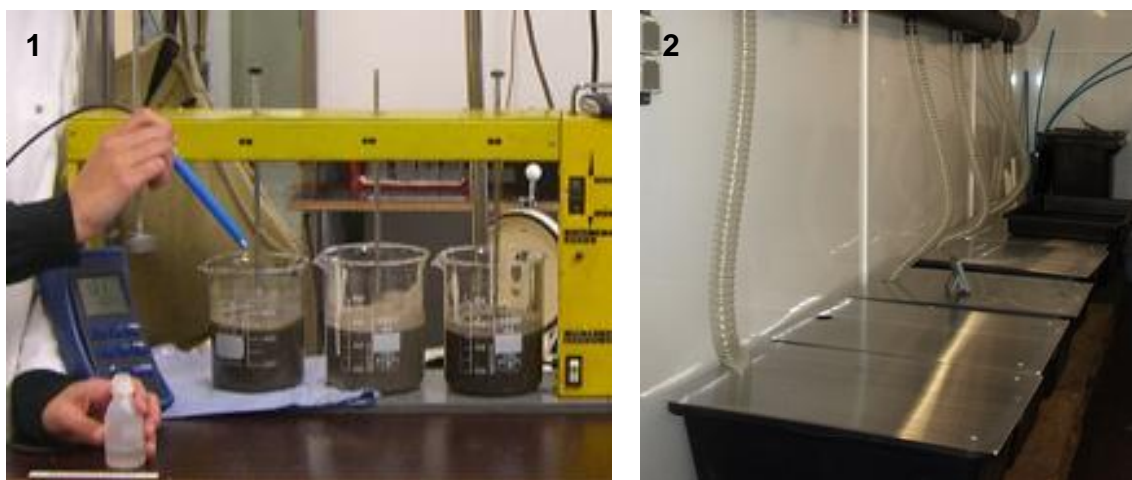


Abbildung 10: Vorversuche zur Kalkdosierung (1) und Lagerung des gekalkten Klärschlammes in der Klimakammer mit Ablufffassung (2)

Die Lagerungsfläche pro Versuchsansatz betrug 0,32 m², so dass die Schichtdicke zu Versuchsbeginn rund 10 cm betrug. Die Ansätze mit Flüssigschlamm wurden zu jedem Probenahmezeitpunkt durchmischt. Proben des mit Branntkalk behandelten entwässerten Schlammes wurden mit einem Stechzylinder über die gesamte Schichtdicke entnommen.

4.4.3 Natürliche Entwässerung und Trocknung

Die vergleichenden Untersuchungen zur konventionellen Trockenbeetentwässerung, solaren Trocknung und Klärschlammvererdung wurden im Freigelände durchgeführt. Im Gegensatz zur biologischen und chemischen Stabilisierung wurden die Versuchsanlagen mit flüssigem bzw. eingedicktem aerob simultan stabilisiertem Klärschlamm anstelle von Rohschlamm beschickt. In allen Versuchsvarianten erfolgte die Entnahme von Klärschlammproben mit Stechzylindern über die gesamte Schichtdicke. Sickerwasser wurde zu jeder Probenahme abgelitert und schließlich in Sammelproben analysiert. Eine Klimastation erfasste Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte und Globalstrahlung im Freigelände. Sensoren in den Gewächshauskonstruktionen für die solare Trocknung erfassten zusätzlich auch Feuchte und Temperatur innerhalb der Einhausung.

4.4.3.1 Solare Klärschlamm-trocknung und Trockenbeetentwässerung

Für die Versuche zur konventionellen Trocknung wurden Versuchsbeete in Kunststoffwannen ausgestattet mit Drainagevlies (Terrafix 813, Durchlässigkeitsbeiwert $k_{10} = 3,82 \cdot 10^{-3}$ m/s), Sickerwasserfassung und Regenschutz errichtet. Die Trocknungsflächen betrugen 0,27 und 0,44 m². Die Versuche zur solaren Trocknung wurden parallel in Gewächshauskonstruktionen mit vergleichbarem Versuchs-Setup durchgeführt (Abbildung 11, links). Ein natürlicher Luftaustausch wurde über Lüftungsschlitze in der Einhausung gewährleistet. Die Trocknungsflächen betrugen hier 0,33 und 0,52 m². Sowohl die Anlagen zur Trockenbeetentwässerung als auch zur solaren Trocknung wurden mit eingedicktem Klärschlamm in Schichtmächtigkeiten von 5, 12 und 20 cm beaufschlagt. Die solare Trocknung bei 12 cm Schichtdicke wurde zusätzlich mit Ventilation der Stärken 0,4, 1,0 und 1,8 m/s für einen erhöhten Luftaustausch betrieben. Als zusätzliche Verfahrensvariante wurde schließlich die Trockenbeetentwässerung, die solare Trocknung ohne Ventilation und die solare Trocknung mit 1,8 m/s Ventilationsstärke für eine Schichtdicke von 12 cm bei regelmäßiger händischer Materialumwälzung (zwei bis dreimal pro Woche) betrieben. Die Versuche fanden über 15 Wochen während der Winter- und Frühjahrsmonate statt.

4.4.3.2 Klärschlammvererdung und Trockenbeetentwässerung

Die Versuche zur Klärschlammvererdung wurden in mit Schilf (*Phragmites australis*) bepflanzten und Sand-Kies-Drainage ausgestatteten Versuchsbehältern mit Sickerwasserabfluss während der Vegetationsperiode durchgeführt (Abbildung 11, rechts). Das Schilf wurde vor Versuchsbeginn über mehrere Wochen zunächst an Abwasser, dann an Klärschlamm adaptiert. Die Pflanzdichte in den Vererdungsbeeten betrug 19 Pflanzenstöcke/m². Eine vergleichende Trockenbeetentwässerung erfolgte parallel in unbepflanzten Becken auf Sand-Kies-Drainage. Dabei wurden zwei Varianten, mit und ohne Überdachung, untersucht. Die Beetoberfläche betrug für beide Verfahren jeweils 0,32 m². Der Flüssigschlamm wurde über Prallteller auf die Becken aufgegeben. Die Beschickung erfolgte einmal wöchentlich für 16 Wochen, wobei Feststoffflächenbelastungen von 15 und 25 kg TR/m² über den gesamten Versuchszeitraum realisiert wurden. Die letzte Probenahme des Versuchszyklus fand in allen Varianten eine Woche nach der 16. Beschickung statt.

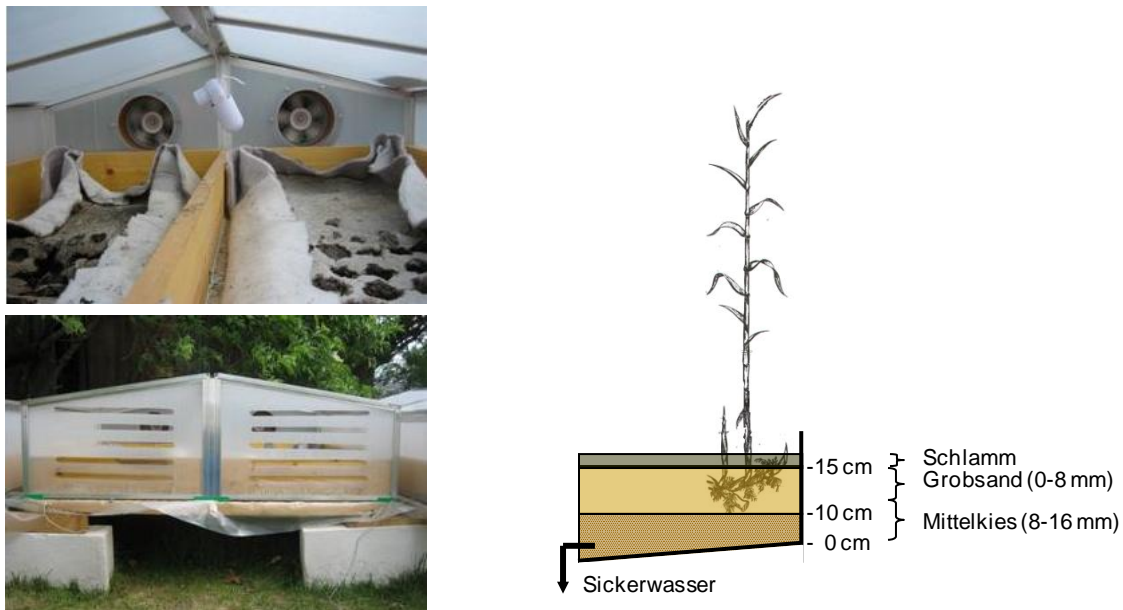


Abbildung 11: Versuchsanlagen zur solaren Trocknung mit Ventilation (links) und schematischer Aufbau der Trocken- bzw. Schilfbeete (rechts)

4.5 Auswertungsmethoden

4.5.1 Ermittlung der Stabilisierungsdauer bei der biologischen Klärschlammbehandlung

Die Behandlungsdauer bis zur Vollstabilisation bei den einzelnen Schlammbehandlungsverfahren wurde anhand der notwendigen Versuchszeiten bis zum Eintreten der in Kapitel 6 hergeleiteten Behandlungsziele berechnet. Bei der

biologischen Flüssigschlammbehandlung wurden dabei mehrere Kriterien betrachtet, deren Relevanz für die Angabe der notwendigen Stabilisierungsdauer in den Kapiteln 7.1.2 und 7.1.3 diskutiert wird.

4.5.2 Berechnung stofflicher Massenbilanzen

4.5.2.1 Kohlenstoff

Abbauprodukte der aeroben Klärschlammbehandlung sind Kohlenstoffdioxid und Wärme, die sich in den im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Versuchseinrichtungen messtechnisch nicht erfassen ließen. Eine geschlossene Kohlenstoffbilanz ist somit für die aerobe Stabilisierung nicht möglich.

Bei der anaeroben Stabilisierung hingegen lassen sich aus den ermittelten Daten zum CSB-Gehalt über den Versuchszeitraum unter Berücksichtigung des CSB-Äquivalents des produzierten Methans im Faulgas Massenbilanzen für die einzelnen Versuchsansätze erstellen. Für eine vollständige Bilanzierung muss dabei neben dem gasförmigen Methan auch das im Schlammwasser gelöste Methan berücksichtigt werden. Insgesamt lässt sich somit unter Berücksichtigung aller CSB-Fractionen folgende geschlossene Massenbilanz formulieren:

$$m_{\text{CSB},0} = m_{\text{CSB},\text{end}}$$

$$m_{\text{CSBp},0} + m_{\text{CSBf},0} = m_{\text{CSB,CH}_4} + m_{\text{CSBf,CH}_4} + m_{\text{CSBp},\text{end}} + m_{\text{CSBf},\text{end}}$$

mit

$$m_{\text{CSB,CH}_4} = \left(\frac{V_{\text{N,Gas}}}{22,41 \frac{\text{L}}{\text{mol}}} \cdot \frac{x_{\text{CH}_4}}{100} \cdot \left(12,011 \frac{\text{g}}{\text{mol}} + 4 \cdot 1,008 \frac{\text{g}}{\text{mol}} \right) \cdot 3,989 \frac{\text{g CSB}}{\text{g CH}_4} \right)$$

$m_{\text{CSBp},0}$ = Masse partikulären CSBs im Schlamm zu Beginn [g]

$m_{\text{CSBf},0}$ = Masse CSB im Schlammwasser zu Beginn [g]

$m_{\text{CSBp},\text{end}}$ = Masse partikulären CSBs im Schlamm zum Probenahmezeitpunkt [g]

$m_{\text{CSBf},\text{en}}$ = Masse CSB im Schlammwasser zum Probenahmezeitpunkt [g]

$m_{\text{CSB, CH}_4}$ = Masse CSB des gasförmigen Methans zum Probenahmezeitpunkt [g]

$m_{\text{CSBf, CH}_4}$ = Masse CSB gelösten Methans zum Probenahmezeitpunkt [g]

$V_{\text{N,Gas}}$ = Faulgasvolumen unter Normbedingungen [L]

x_{CH_4} = Anteil CH_4 am Faulgas [-]

Der im Schlamm gelöste Methananteil diffundiert allerdings bei der Probenahme sofort in die Atmosphäre und ist daher analytisch nicht nachweisbar. Das gelöste Methanvolumen kann daher für eine vollständige Bilanzierung nur theo-

retisch nach dem Löslichkeitsgesetz von Henry-Dalton berechnet und schließlich als CSB-Äquivalent berücksichtigt werden (Tabelle 14). Dabei wird das Lösungsverhalten des Methans in Schlammwasser vereinfachend mit demjenigen in Reinwasser gleichgesetzt.

Tabelle 14: Physikalische Kenngrößen für die Löslichkeit von CH₄ in Wasser und CSB-Äquivalent

T	Henry Konstante k_H ¹⁾	Dichte ρ bei 1 bar	Löslichkeit CH ₄	CSB _{f,CH4}
[°C]	[mol/(kg·bar)] ^c	[g/L]	[mg/L]	[mg/L]
5	0,0020	0,6954	47,50	189,48
10	0,0019	0,6830	43,69	174,27
20	0,0015	0,6596	37,31	148,83
30	0,0013	0,6377	32,23	128,58
35	0,0012	0,6272	30,08	119,99

¹⁾ Berechnung der Henry-Konstanten nach Lide und Fredrikse, 1995

4.5.2.2 Stickstoff

Sowohl für die aerobe als auch die anaerobe Stabilisierung lassen sich die einzelnen Stickstofffraktionen bilanzieren. Voraussetzung bei der aeroben Stabilisierung ist allerdings, dass in den Reaktoren jederzeit ausreichend Sauerstoff vorhanden ist und keine denitrifizierenden Prozesse oder eine Ammoniakfreisetzung zu Stickstoffverlusten führen.

Für die einzelnen Stickstofffraktionen ließe sich für die aerobe und anaerobe Stabilisierung folgende geschlossene Bilanz aufstellen:

$$m_{Nges,0} = m_{Nges,end}$$

$$m_{Norg,0} + m_{NH4-N,0} + m_{NO3-N,0} + m_{NO2-N,0} \\ = m_{Norg,end} + m_{NH4-N,end} + m_{NO3-N,end} + m_{NO2-N,end}$$

mit

$m_{Norg,0}$ und $m_{Norg,end}$ = Masse organisch gebundenen Stickstoffs zu Beginn und am Ende der Behandlung [g]

$m_{NH4-N,0}$ und $m_{NH4-N,end}$ = Masse Ammoniumstickstoff zu Beginn und Ende der Behandlung [g]

$m_{NO3-N,0}$ und $m_{NO3-N,end}$ = Masse Nitratstickstoff zu Beginn und am Ende der Behandlung [g]

$m_{NO2-N,0}$ und $m_{NO2-N,end}$ = Masse Nitritstickstoff zu Beginn und am Ende der Behandlung [g]

Bei der Kalkbehandlung hingegen ist aufgrund der pH-Wert Verschiebung eine Volatilisierung von Ammonium als Ammoniak zu erwarten. Der gasförmige Stickstoffverlust wird der Massendifferenz von Ammonium im Ausgangsmaterial zum Klärschlamm-Kalk-Gemisch zugeordnet. Eine Plausibilisierung über Messwerte zum Ammoniakgehalt der Abluft erfolgte bei den vorliegenden Untersuchungen jedoch nicht.

4.5.2.3 Phosphor

Da Phosphor bei der biologischen Behandlung im Klärschlamm verbleibt, dient die Bilanzierung der Phosphorfraktionen der Plausibilitätskontrolle insbesondere für andere im Feststoff ermittelte Analysegrößen. Dies gilt gleichermaßen auch für die Kalkbehandlung sowie die Klärschlammmentwässerung- und trocknung.

$$m_{\text{Pges},0} = m_{\text{Pges},\text{end}}$$

$$m_{\text{Pp},0} + m_{\text{PO}_4\text{-P},0} = m_{\text{Pp},\text{end}} + m_{\text{PO}_4\text{-P},\text{end}}$$

mit

$m_{\text{Pp},0 \text{ und end}}$ = Masse im Klärschlamm gebundenen Phosphors zu Beginn und am Ende der Behandlung [g]

$m_{\text{PO}_4\text{-P},0 \text{ und end}}$ = Masse Orthophosphat-Phosphor zu Beginn und am Ende der Behandlung [g]

4.5.3 Modellapproximation für den Stoffumsatz bei der Schlammstabilisierung

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit angesetzten praktischen Versuche zur biologischen Stabilisierung wurden im Batchverfahren durchgeführt. Entsprechend der Zielsetzung dieser Arbeit ist somit eine grundlegende quantitative Ermittlung von Reaktionskonstanten bei verschiedenen Temperaturen möglich, sofern die folgenden Randbedingungen bei der Versuchsdurchführung gewährleistet sind:

- Konstante Temperatur,
- adaptierte Biomasse,
- keine abbauhemmenden Schlamminhaltstoffe, sowie
- keine Sauerstofflimitierung bei aeroben Prozessen.

Dabei können bei der Auswertung bereits vorhandene und in der Abwassertechnik bewährte reaktionskinetische Modelle verwendet werden, sofern sich die Reaktionsordnung zuordnen lässt. Braha und Groza (2006) beschreiben beispielsweise die Konzentrationsabnahme kohlenstoffhaltiger Verbindungen im Abwasser mit endlichem Nahrungsangebot für die Biomasse näherungsweise

nach einer Reaktion erster Ordnung. Tchobanoglous et al. (2003) übertragen diesen Ansatz auch auf die biologische Schlammstabilisierung, bei der ein Abbau der organischen Schlamminhaltstoffe bis zu einem biologisch nicht mehr umsetzbaren Restanteil erfolgt.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte anhand der erfassten Versuchsdaten für die einzelnen Ansätze gezeigt werden, dass kinetische Funktionen erster Ordnung auch für die Datenapproximation bei der vorliegenden Auswertung geeignet sind. Bei der Kurvenanpassung wurden dabei auch die Anfangswerte gefittet, da diese prinzipiell den gleichen analytischen Fehlern unterliegen wie alle weiteren Datenpunkte. Zudem ist insbesondere im Falle der anaeroben Flüssigschlammstabilisierung und der Schlammkompostierung nicht die Substratkonzentration selbst, sondern die Möglichkeit der enzymatischen hydrolytischen Aufspaltung entscheidend für die Nährstoffverfügbarkeit. Ein Fitting der kompletten Datenreihen zum biologischen Abbau der Schlamminhaltstoffe wurde somit bei verschiedenen Temperaturen anhand kinetischer Funktionen erster Ordnung mit dem Programm TableCurve2d (Fa. SYSTAT) mit Hilfe der Methode der kleinsten Quadrate nach dem Levenberg-Marquardt-Algorithmus durchgeführt. In allgemeiner Form stellt sich die Reaktionsgleichung des Abbaumodells wie folgt dar:

$$m(t) = (m_0 - m_{\text{end}}) \cdot e^{(-k \cdot t)} + m_{\text{end}}$$

mit

m = Stoffmasse zu einem beliebigen Zeitpunkt t

m_0 = Stoffmasse des Ausgangsmaterials

m_{end} = Restmasse, nicht abgebaut

$m_0 - m_{\text{end}}$ = abgebaute Stoffmasse (= m_e)

k = Reaktionskonstante

In Anlehnung an Empfehlungen zur nichtlinearen Modellapproximation biologischer Datenreihen von Motulsky und Christopoulos (2004) wurden bei der Anpassung der Näherungsfunktionen der Regressionskoeffizient, der Standardfehler und das 95 %-Konfidenzintervall berücksichtigt.

4.5.4 Quantifizierung des Temperatureinflusses auf den Stoffumsatz

Die Reaktionskoeffizienten für den Abbau der Schlamminhaltstoffe werden anhand der an die Versuchsdaten angepassten Abbaufunktionen (vgl. Abschnitt 4.5.3) ermittelt.

Zusätzlich erfolgt eine Beschreibung der Temperaturabhängigkeit der Stoffumsetzungsprozesse nach der Arrheniusfunktion, die in der Abwassertechnik übli-

cherweise in diesem Zusammenhang verwendet wird. Dabei errechnet sich die Reaktionskonstante k_{T2} für eine beliebige Temperatur wie folgt:

$$k_{T2} = k_{T1} \cdot \theta^{(T2-T1)}$$

mit

$k_{T1,2}$ = Geschwindigkeitskonstante bei T_1 , T_2

$T_{1,2}$ = Referenztemperatur (1) und tatsächliche Temperatur (2) [°C]

Θ = Temperaturaktivitätskoeffizient

Zur Ermittlung des Arrheniuszusammenhangs wurden die Reaktionskoeffizienten, die sich aus den kinetischen Abbaufunktionen der angepassten Messdaten ergaben, im Arrheniusplot linearisiert. Der Temperaturkoeffizient θ ergibt sich aus der Steigung der linearen Ausgleichsfunktion (vgl. Beispiel in Abbildung 12).

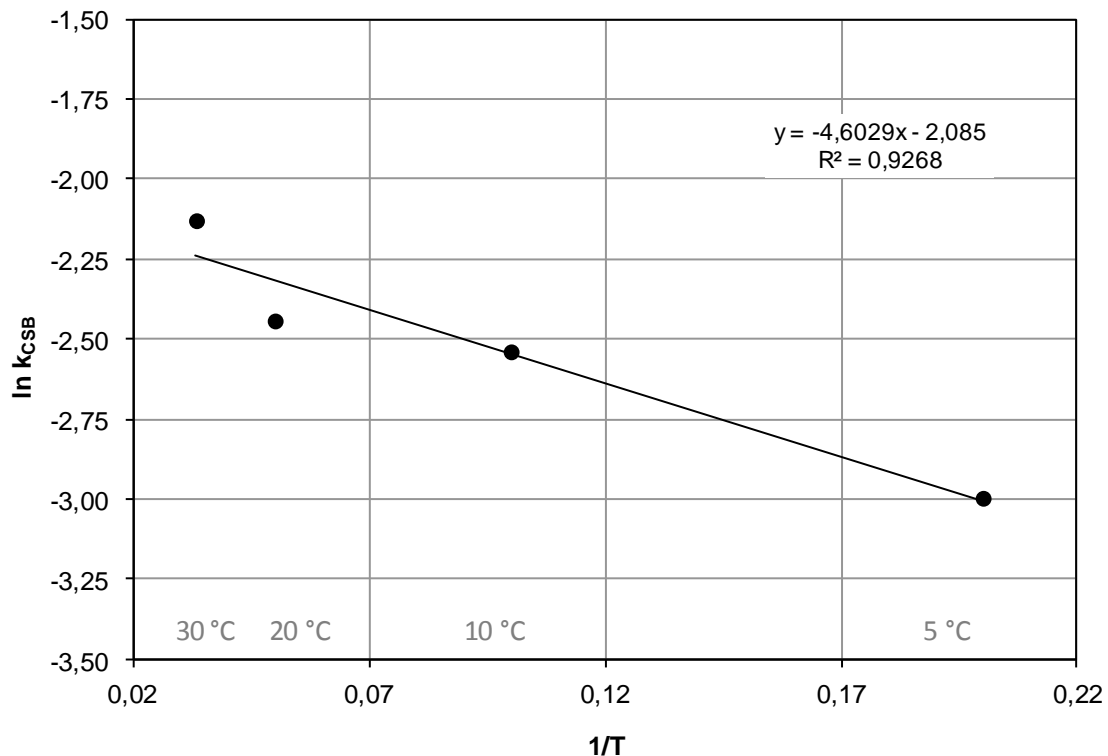


Abbildung 12: Arrheniusplot der Versuchsdaten zum Abbau des CSB bei der getrennt aeroben Stabilisierung (Datengrundlage vgl. Abbildung 24 und Parametrisierung der Abbaufunktion in Tabelle 52)

4.5.5 Ermittlung des Luftbedarfs aerober Stabilisierungsverfahren

Der stöchiometrische Luftbedarf für die aerobe Stoffumwandlung lässt sich anhand der elementaren Zusammensetzung organischer Substanz nach Haug (1993) zu rund 2 g O₂/g oTR_e berechnen:



Der spezifische Sauerstoffbedarf m_{O_2} bis zum Erreichen eines gewünschten Abbaugrades ergibt sich damit unter Berücksichtigung der notwendigen Belüftungsdauer und der Umgebungstemperatur zu:

$$m_{\text{O}_2} = \frac{f_{\text{O}_2} \cdot \eta_{\text{O}_2} \text{TR}}{t_{\text{aerob}}(T)} \quad [\text{kg O}_2 / (\text{kg oTR}_0 \cdot \text{d})]$$

mit

f_{O_2} = stöchiometrischer Sauerstoffbedarf $[\text{kg O}_2 / \text{kg oTR}_e]$

η_{O_2} = Abbaugrad der organischen Feststoffmasse [-]

$t_{\text{aerob}}(T)$ = Belüftungszeit bis zum Erreichen eines gewünschten Abbaugrades in Abhängigkeit der Temperatur [d]

Aus der spezifischen Sauerstoffzufuhr errechnet sich der spezifische Luftbedarf V_{Luft} unter Berücksichtigung der temperaturabhängigen Luftdichte, des Luftsauerstoffanteils sowie des Sauerstoffausnutzungskoeffizienten. Für die aerobe Flüssigschlammstabilisierung kann der Ausnutzungskoeffizient aus Leistungstabellen für Belüftungssysteme unter Annahme der Beckentiefe abgeleitet werden. Herstellerangaben für die Sauerstoffausnutzung von Druckbelüftungssystemen unter Betriebsbedingungen liegen bei 4 bis 6 %/m Beckentiefe (Ott Group, 2007). Damit ergibt sich bei üblichen Beckentiefen von 4 m eine Sauerstoffausnutzung von etwa 20 %. Die Sauerstoffausnutzung für die aktive Belüftung bei der Kompostierung hingegen kann aus dem Unterschied der Sauerstoffkonzentration der Zu- und Abluft abgeschätzt werden. Aus Untersuchungen zum Sauerstofftransfer bei der Klärschlammkompostierung nach Yamada und Kawase (2005) lässt sich die mittlere Sauerstoffausnutzung zu 30 % abschätzen.

$$V_{\text{Luft}} = \frac{m_{\text{O}_2}}{x_{\text{O}_2} \cdot \rho_{\text{Luft}}(T) \cdot \sigma} \quad [\text{m}^3 \text{Luft} / (\text{kg oTR}_0 \cdot \text{d})]$$

mit

$\rho_{\text{Luft}}(T)$ = Dichte der Luft; temperatur- und druckabhängig, vgl. Tabelle 15

x_{O_2} = Massenanteil des Sauerstoffs in der Luft = 0,232

σ = Ausnutzungskoeffizient für Luftsauerstoff (für getrennt aerobe Flüssigschlammstabilisierung ~ 0,2 (abgeleitet nach Herstellerangaben für Druckbelüftungssysteme (Ott Group, 2007); für Klärschlammkompostierung ~ 0,3 (abgeleitet aus Yamada und Kawase, 2005))

Tabelle 15: Dichte von Luft in Abhängigkeit der Temperatur bei 1.013 mbar

T [°C]	5	10	15	20	25	30	40	50	60
ρ_{Luft} [kg/m³]	1,270	1,247	1,225	1,204	1,060	1,164	1,129	1,092	1,060

4.5.6 Ermittlung der hydraulischen und stofflichen Rückbelastung

Bei der maschinellen sowie natürlichen Entwässerung flüssiger Klärschlämme entstehen mit Nähr- und Schadstoffen belastete Schlammwässer. Diese Schlammwässer werden im Allgemeinen entweder in den Kläranlagenzulauf rückgeführt und stellen dann eine zusätzliche Belastung für die biologische Reinigungsstufe dar oder werden im Teilstrom separat behandelt.

Für die biologische und chemische Flüssigschlammbehandlung ist die bei einer maschinellen Entwässerung auftretende hydraulische Rückbelastung in Abhängigkeit des gewünschten Entwässerungsgrads berechenbar.

$$Q_{\text{SW}} = Q_{\text{S}} \cdot \left(1 - \frac{TR_{\text{S}}}{TR_{\text{S,entw}}} \right)$$

mit

Q_{SW} = Schlammwasservolumen [m³]

Q_{S} = Schlammvolumen nach der Behandlung [m³]

TR_{S} = Feststoffanteil im behandelten Schlamm [-]

$TR_{\text{S,entw}}$ = erzielter Feststoffanteil im behandelten Schlamm nach maschineller Entwässerung [-]

Damit kann anhand der Nährstoffkonzentrationen im Schlammwasser zum Abschluss der Behandlung eine Frachtenmittlung erfolgen.

Bei der natürlichen Entwässerung und Trocknung hingegen fallen verfahrensbedingt (dis)kontinuierlich Schlammwässer unterschiedlicher Menge und Belastung an. Die hydraulische Rückbelastung summiert sich hierbei aus den jeweils bis zum Zeitpunkt einer Probenahme gesammelten Drainagewässern. Die stoffliche Rückbelastung wird anhand der ermittelten Stoffkonzentrationen in den einzelnen Sammelproben berücksichtigt. Die Belastung der Sickerwässer berechnet sich aus der insgesamt abgeleiteten Nährstofffracht.

4.5.7 Nutzwertanalyse

Eine vergleichende qualitative Verfahrensbewertung wird aufbauend auf den Untersuchungsergebnissen in Form einer Nutzwertanalyse nach der von Girmscheid (2010) beschriebenen Methodik durchgeführt. Die Vorgehensweise umfasst dabei die folgenden Schritte:

- Aufbau einer Bewertungshierarchie (Definition von Anforderungskategorien, Haupt- und Unterkriterien),
- Gewichtung der Haupt- und Unterkriterien G^i ,
- Bewertung der spezifischen Zielerwartungswerte ZW_k^i für jede Unterkategorie,
- Berechnung des gewichteten Zielerwartungswert GWZ_k^i für die einzelnen Kriterien und
- Addition der gewichteten Zielerwartungswerte zum Nutzwert NW_k .

Die Bewertung der Erfüllung der einzelnen Kategorien erfolgt in der vorliegenden Arbeit nach dem in Tabelle 16 aufgeführten Muster.

Tabelle 16: Abstufung von Zielwerten (ZW) der Nutzwertanalyse (nach Girmscheid, 2010)

Zielerreichungsgrad	Zielwert ZW
Keine Zielerreichung - ungenügend	0,0
Sehr geringe Zielerreichung - mangelhaft	0,2
Geringe Zielerreichung - ausreichend	0,4
Mittlere Zielerreichung - befriedigend	0,6
Hohe Zielerreichung - gut	0,8
Sehr hohe Zielerreichung – sehr gut	1,0

5 Vergleich verschiedener Modelle und Berechnungsansätze zur Ermittlung von Klärschlamm-mengen

Einer der wichtigsten Parameter für die Auslegung von Klärschlammbehandlungsanlagen ist die Klärschlammmenge. Diese setzt sich bei der konventionellen mechanisch-biologischen Abwasserreinigung aus dem bei der Sedimentation in der Vorklärung entstehenden Primärschlamm, dem Überschussschlamm aus der biologischen Reinigungsstufe und ggf. dem Fällschlamm aus der Phosphatfällung zusammen. Die wesentlichen Einflussfaktoren sind dabei

- die Menge und Zusammensetzung des Abwassers unter Berücksichtigung der Rückbelastung durch die Schlammbehandlung,
- die Art, Auslegung und Betriebsweise der mechanischen Abwasserreinigung, sowie
- die Art, Auslegung und Betriebsweise der biologischen Abwasserreinigung in Abhängigkeit von den Reinigungszielen zur Verringerung der Nährstoffe.

Bereits in den 1940er Jahren veröffentlichte K.-R. Imhoff ausgehend von einer standardisierten Rohabwasserbelastung von $60 \text{ g BSB}_5/(\text{E} \cdot \text{d})$, bzw. $40 \text{ g BSB}_5/(\text{E} \cdot \text{d})$ nach der Vorklärung, einwohnerbezogene Anhaltswerte zum durchschnittlichen Schlammanfall auf kommunalen Kläranlagen in Deutschland. Diese „Schlammliste“ ist seitdem mehrfach erweitert und modifiziert worden (Imhoff, 1984; Möller, 1985; ATV-DVWK-M 368, 2003), so dass heute eine Abschätzung des Basisschlammanfalls in Abhängigkeit grundlegender Verfahrensschritte der Abwasserreinigung und für variierende Betriebsbedingungen möglich ist. Mögliche Belastungsschwankungen und -spitzen aus internen und externen Einflüssen werden dabei separat bewertet. Tabelle 17 zeigt exemplarisch den spezifischen Rohschlammanfall sowie dessen Zusammensetzung gemäß der ursprünglichen Imhoff-Liste und der modifizierten Schlammliste nach ATV-DVWK-M 368 auf.

Diese Erfahrungswerte werden für die Auslegung der Schlammbehandlung in der Praxis vielfach sowohl für Anlagen im In- als auch im Ausland verwendet, vor allem wenn Betriebsdaten oder Vergleichsanlagen fehlen. Die „deutsche Schlammliste“ fand sogar in der internationalen Literatur Berücksichtigung (vgl. von Sperling und Goncalves, 2007). Allerdings stellt sich die Frage, inwiefern die unter hiesigen Bedingungen ermittelten Schlamm-mengen auch für abweichende Randbedingungen, vor allem für geänderte äußere Faktoren wie die Abwassertemperatur, gültig sind. Daher soll im Folgenden systematisch ein möglicher Temperatureffekt auf die Produktion von Primär- und Überschuss-

schlamm sowie dessen Berücksichtigung in Modellen zur Berechnung des Schlammanfalls diskutiert werden.

Tabelle 17: spezifischer Rohschlammanfall und Zusammensetzung für mechanisch-biologische Abwasserreinigung bei Abwassertemperaturen von 15 °C

Schlammart und Herkunft	TR-Gehalt [kg TR/m ³]	oTR/TR [-]	TR-Fracht [g TR/(E·d)]	Schlamm- menge [L/(E·d)]
Primärschlamm				
Imhoff-Liste (Köhlhoff et al., 1996):				
$t_{VK}=1,5$ h, eingedickt	25-70	~ 0,67	45	0,9
ATV-DVWK-M 368 (2003):				
$t_{VK}=1,0$ h ($\eta_{TS} = 50$ %)	20-40	0,67	30	1,2
$t_{VK}=1,0$ h ($\eta_{TS} = 57$ %)		0,67	40	1,4
Überschussschlamm, Belebungsverfahren mit Kohlenstoffelimination und Nitrifikation				
Imhoff-Liste (Köhlhoff et al., 1996):				
$t_{VK} = 1,5$ h	7	~ 0,7	35	5
ATV-DVWK-M 368 (2003):				
$t_{VK} = 1$ h, $t_{TS}=5$ d	7	0,75	41,1	5,9
$t_{VK} = 1$ h, $t_{TS}=10$ d	7	0,725	37,3	5,3
$t_{VK} = 2$ h, $t_{TS}=5$ d	7	0,75	35,8	5,1
$t_{VK} = 2$ h, $t_{TS}=10$ d	7	0,725	32,4	4,6

5.1 Produktion von Primärschlamm

5.1.1 Temperatureinfluss bei Absetzvorgängen in der Vorklärung

Primärschlamm entsteht bei der Sedimentation ungelöster Stoffe in der Vorklärung, die aufgrund ihrer geringen Größe oder spezifischen Dichte nicht von Rechen oder Sandfang zurückgehalten werden. Die Primärschlammproduktion steht damit in direktem Zusammenhang zur Absetzleistung der Vorklärung. Der Sedimentationsprozess partikulärer Abwasserinhaltsstoffe lässt sich dabei zum Einen durch das Absetzen vorwiegend mineralischer Partikel, die ohne gegenseitige Beeinflussung mit gleichbleibender Geschwindigkeit sedimentieren, beschreiben, zum Anderen durch das Absetzen flockender, überwiegend organi-

scher Partikel die während des Sedimentationsvorgangs koagulieren und somit mit veränderter Sinkgeschwindigkeit abgelagert werden.

Der Einfluss der Temperatur auf Absetzprozesse wird in der Regel vernachlässigt, bzw. lediglich mit einer vergleichbaren Größenordnung abgeschätzt, wie sich durch ein verbessertes Sedimentationsverhalten aufgrund der Verringerung der Viskosität und Dichte bei höheren Wassertemperaturen ergäbe (Pflanz, 1966; Tchobanoglous et al., 2003). Dabei können für die im Abwasser üblichen Feststoffkonzentrationen in der Regel vereinfachend die physikalischen Kenngrößen für Reinwasser angenommen werden (Hanel, 1984; Radke, 1996; Koppe et al., 1999). In Abbildung 13 ist der Zusammenhang zwischen Dichte, Viskosität und Wassertemperatur dargestellt.

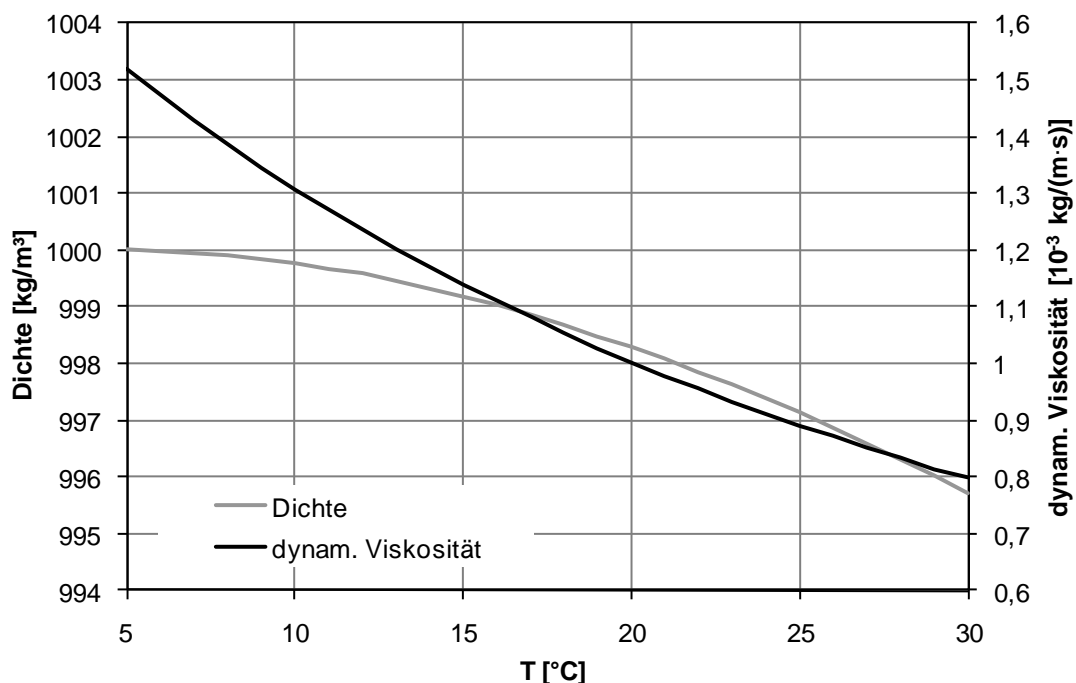


Abbildung 13: Dichte und dynamische Viskosität von Wasser bei Normaldruck (1.013 mbar)

Obwohl die Sedimentation zu den grundlegendsten und ältesten Prozessen der Abwasserreinigung zählt und die zugrundeliegenden Mechanismen entsprechend ausführlich vor allem in der älteren Literatur modellhaft beschrieben werden, gelingt eine umfassende Berücksichtigung der Partikelwechselwirkungen und äußeren Randbedingungen für die Abschätzung der Primärschlammmengen einer beliebigen Anlage bis dato nicht. Im Gegensatz zur Belebungsstufe liegen für die Vorklärung keine Standardmodelle vor, die eine statische oder gar dynamische Berechnung des Schlammanfalls für verschiedene Randbedingungen ermöglichen.

5.1.2 Bemessungsansätze zur Berechnung der Primärschlammmenge

In der Literatur verfügbare Bemessungsansätze für die Berechnung der Primärschlammmenge beziehen sich zum Einen auf die physikalische Beschreibung der Absetzvorgänge im Vorklärbecken, zum Anderen auf die Ableitung empirischer Modelle. Einen Überblick über ausgewählte statische Berechnungsansätze liefert Tabelle 18, in der der Gegenstand ausgewählter mechanistischer und empirischer Vorklärbeckenmodelle zusammengestellt und die Modelle hinsichtlich ihrer Eignung zur Berechnung des Primärschlammanfalls bewertet sind. Die Nomenklatur der Modellparameter ist an die Veröffentlichungen der einzelnen Autoren angelehnt. Weitere Details zu den Untersuchungsbedingungen finden sich in den Originalpublikationen.

Die angeführten mechanistischen Modelle beziehen sich in unterschiedlicher Detailtiefe auf die physikalischen Vorgänge im Vorklärbecken und sind in ihrem Ansatz in der Regel auf den Oberflächensatz zurückzuführen. Die mathematische Beschreibung des Absetzvorgangs orientiert sich dabei weitestgehend an vereinfachten, idealisierten Zusammenhängen unter Annahme einer kugelförmigen Partikelgeometrie. In der Realität sind disperse Stoffe im Abwasser hingegen eher unregelmäßig geformt, die Teilchen variieren in ihrer Art und Konzentration, beeinflussen sich gegenseitig und können ihre Bewegungsrichtung ändern. Eine exakte Berechnung der Sinkgeschwindigkeit und damit ein Rückschluss auf den Primärschlammanfall ist daher aufgrund der vielfältigen Einflüsse und Variablen nur näherungsweise möglich (Schmidt-Bregas und Schulz, 1997; Moshage, 2004).

Der in Abbildung 13 dargestellte physikalische Zusammenhang zwischen Dichte, Viskosität und Temperatur kann zur Ermittlung der Absetzgeschwindigkeit nach dem Gesetz von Stokes (vgl. Modell 1, Tabelle 18), angewendet werden. Damit ergeben sich für gleichförmige Feststoffpartikel geringer Dichte, wie man sie für organische Partikel nach Köhlhoff et al. (1996) annehmen kann, die in Abbildung 14 dargestellten Sinkgeschwindigkeiten. Der Eliminationsgrad ergibt sich nach Hazen gemäß Modell 1, Tabelle 18. Demnach bewirkt ein Temperaturunterschied von 15 °C auf 25 °C eine um ca. 30 % erhöhte Absetzleistung mit entsprechend höherem Schlammanfall.

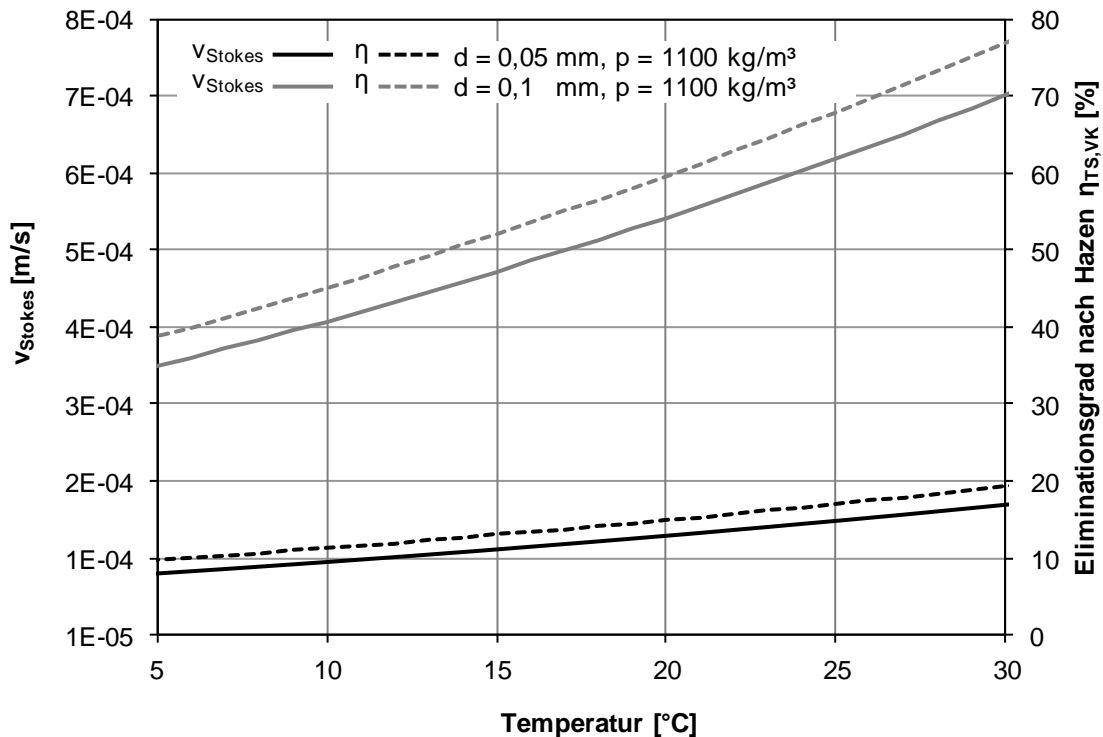


Abbildung 14: Sinkgeschwindigkeit v_{Stokes} und Eliminationsgrad $\eta_{TS,VK}$ nach Hazen ($q_A = 80$ m/d) für kugelförmige Feststoffe mit Partikeldurchmesser $d = 0,05$ und $0,1$ mm und einer Feststoffdichte von $\rho = 1.100$ kg/m³

Neben der physikalischen Beschreibung des Absetzprozesses und der daraus abzuleitenden Ermittlung der Primärschlammmenge sind eine Vielzahl von empirischen Black-Box-Modellen veröffentlicht, bei denen die Eliminationsleistung der Vorklärung in Abhängigkeit messbarer Eingangsgrößen bzw. der rechnerischen Aufenthaltszeit bestimmt wird (vgl. Modell 3 bis 5, Tabelle 18). Hierbei werden im Gegensatz zu einfachen, mechanistischen Modellen sowohl Transport-, Flockungs- als auch zum Teil biochemische Vorgänge zumindest implizit miteingefasst. Diese Modelle gelten allerdings streng genommen nur für die den einzelnen Ansätzen zugrundeliegenden Untersuchungsbedingungen und sind nicht oder nur begrenzt auf andere Verhältnisse übertragbar. Eine generelle Anwendung ist somit nicht vertretbar, vielmehr muss für jeden Anwendungsfall eine Anpassung an vorhandenes Datenmaterial erfolgen.

Bekanntestes Beispiel für die empirische Beschreibung der Absetzwirkung sind die im Labormaßstab ermittelten Absetzkuren von Sierp (Abbildung 15), die von Otterpohl (1992) in ihrer Näherung funktionell beschrieben wurden (Modell 4, Tabelle 18). Otterpohl (1995) verwendet diese Modellfunktion unmittelbar bzw. nach weiterer individueller Anpassung auch für die dynamische Simulation.

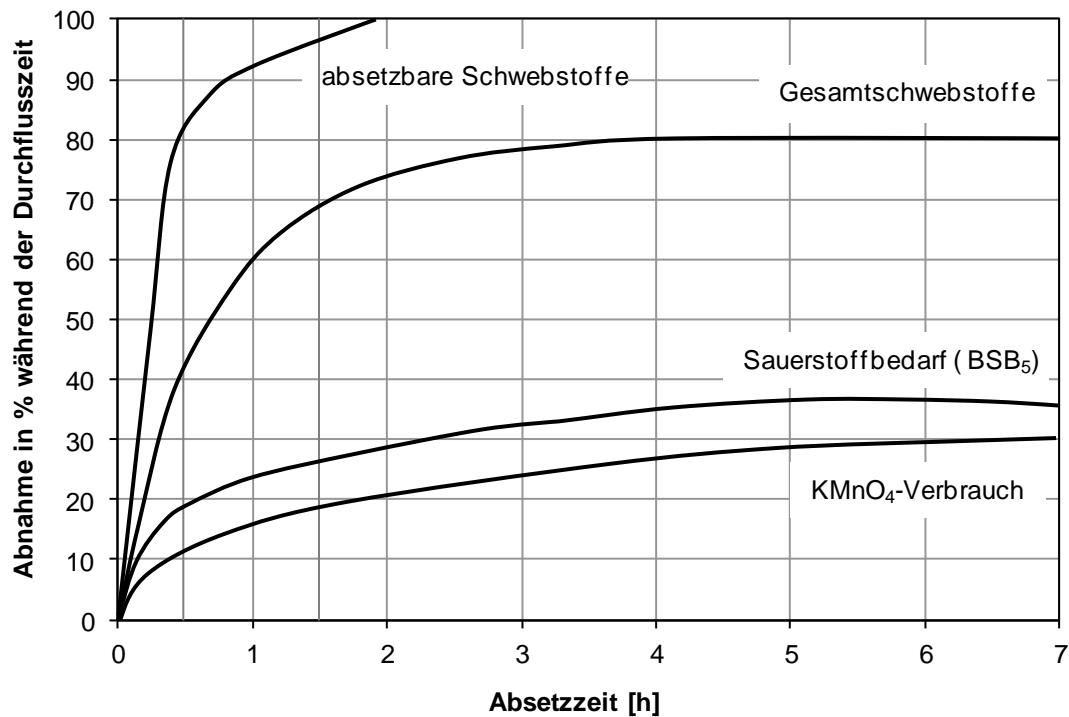


Abbildung 15: Abhängigkeit der Eliminationsleistung von der Absetzzeit für kommunales Rohabwasser nach Sierp, ca. 1930 (zitiert in Imhoff, 1990)

Von den in Tabelle 18 aufgeführten empirischen Modellen quantifiziert allein das empirische Modell von Christoulas et al. (1998; Modell 3-3), den Einfluss der Abwassertemperatur auf die Absetzleistung in der Vorklärung. Legt man den von den Autoren beschriebenen Gültigkeitsbereich dieses Modells zugrunde, so errechnet sich für unterschiedliche Feststoffkonzentrationen in Abhängigkeit der Abwassertemperatur die in Abbildung 16 dargestellte Eliminationsleistung.

Demnach ergibt sich beispielsweise für eine Feststoffkonzentration im Zulauf der Vorklärung von 400 mg/L eine um 28 % höhere Absetzleistung bei Abwassertemperaturen von 25 °C gegenüber 15 °C und damit auch ein entsprechend höherer Primärschlammanfall. Dieser Temperatureffekt tritt allerdings bei höheren Feststoffkonzentrationen kaum mehr in Erscheinung. Mögliche Ursache dieser Beobachtung ist, dass der positive Effekt steigender Temperaturen auf die Dichte und Viskosität des Abwassers und damit auch auf die Sedimentationsgeschwindigkeit und Absetzleistung nur bei geringen Feststoffgehalten wirksam ist. Bei höheren Konzentrationen partikulärer Stoffe wird dieser Effekt von den intensivierten Partikelwechselwirkungen und -behinderungen überlagert. Nach Braha und Groza (2006) ist ein unbehinderter Absetzvorgang ohne Flokkenaggregation lediglich bis zu Feststoffkonzentrationen von 500 mg/L zu beobachten. Eine Aggregation der Abwasserinhaltsstoffe bei höheren Feststoffge-

halten bis zu 1.000 mg/L, wie sie im kommunalen Abwasser im Trockenwetterfall auftreten können, ist demnach wahrscheinlich. Der Temperatureffekt wird damit vernachlässigbar klein.

Darüber hinaus ist prinzipiell bei erhöhten Temperaturen eine höhere Turbulenz im Abwasser aufgrund verstärkter Wasserbewegung vorstellbar (Roberson und Crowe, 1993). Zusätzlich verstärken warme Umgebungsbedingungen die anaerobe Abbautätigkeit und Gasentwicklung im sedimentierten sowie suspendierten Primärschlamm. Beide Effekte können den Absetzprozess besonders bei hohen Feststoffkonzentrationen beeinträchtigen und damit einem positiven Temperatureffekt entgegenstehen.

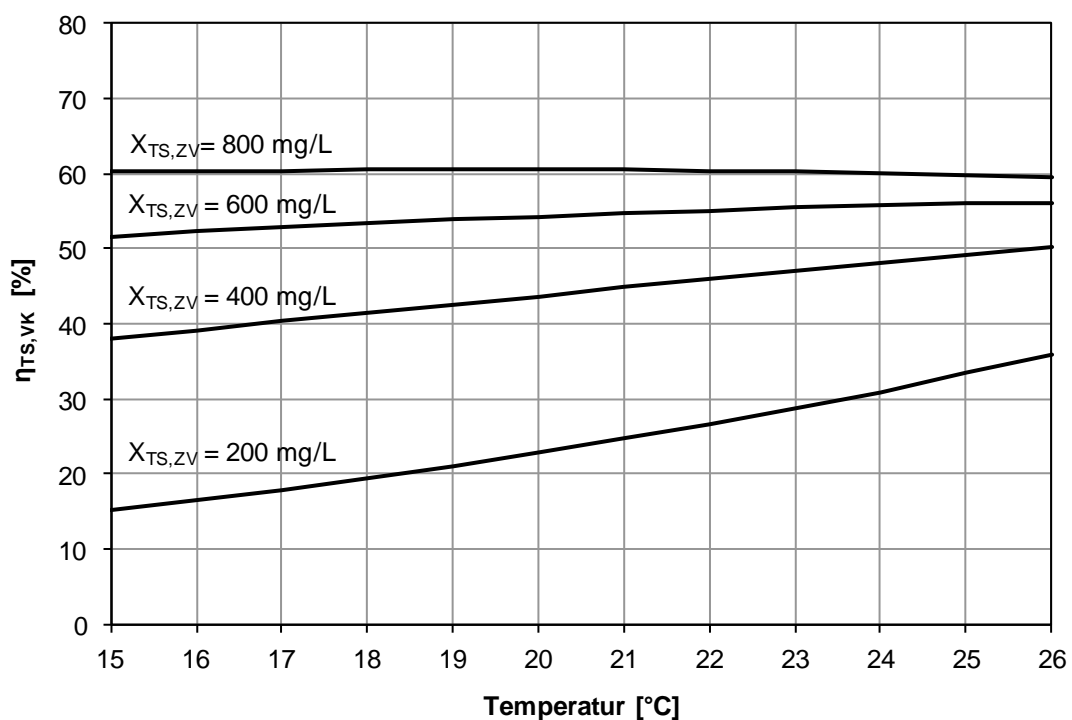


Abbildung 16: Abhängigkeit der Absetzleistung von der Abwassertemperatur für unterschiedliche Feststoffkonzentrationen im Zulauf der Vorklärung bei $q_A = 80$ m/d, nach Christoulas et al. (1998)

Tabelle 18: Überblick über ausgewählte mechanistische und empirische Vorklärbeckenmodelle

Modell	Modellgegenstand und Bewertung der Aussage	+ flockige Sedimentation	+ biochemische Reaktionen	+ hydrodynamische Verhältnisse	direkte Berechnung PS-Anfall
Mechanistische Ansätze					
(1) Feststoffeliminationsleistung nach dem Oberflächensatz von Hazen, 1904: $\eta_{TS} = \frac{v_s}{q_A} \cdot 100 [\%] \text{ mit } v_s \geq \frac{Q}{b \cdot l}$ $v_s = \text{Sedimentationsgeschwindigkeit [m/h]}$ $q_A = \text{Oberflächenbeschickung [m}^3\text{/h]}$ $Q = \text{Abwasservolumen [m}^3\text{/h]}$ $b \cdot l = \text{Beckenoberfläche (Länge} \cdot \text{Breite) [m}^2\text{]}$	Ein Partikel, der in kürzerer Zeit sedimentiert als er zum Durchwandern des Beckens benötigt, wird unabhängig von der Beckentiefe aus dem Abwasser entfernt. Die Zusammenhänge sind nur für die Einzelkornsedimentation unter idealisierten Bedingungen und damit nur bedingt für die Vorklärung gültig. Dennoch erfolgt die Bemessung der Vorklärung i.d.R. nach der Aufenthaltszeit und ggf. der Oberflächenbeschickung, da für q_A und Beckentiefe sinnvolle Erfahrungswerte existieren (Wolter, 1998).	nein	nein	nein	ja
mit Sedimentationsgeschwindigkeit nach Stokes (WPCF, 1985): $v_{\text{Stokes}} = \frac{g (\rho_P - \rho_{Fl}) d^2}{18 \eta} \quad [\text{m/s}]$ $\rho_{P, Fl} = \text{Feststoff- und Flüssigkeitsdichte [kg/m}^3\text{]}$ $g = \text{Erdbeschleunigung [m/s}^2\text{]}$ $d = \text{Partikeldurchmesser [m]}$ $\eta = \text{dynamische Viskosität [kg/(s} \cdot \text{m)]}$	Die Geschwindigkeit der Einzelkornsedimentation ohne Berücksichtigung von Wechselwirkungen wird maßgeblich von der Partikelgröße (idealisierte Kugelform) bestimmt. Der Zusammenhang gilt näherungsweise nur für sedimentierende anorganische Partikel (z.B. im Sandfang), für den Absetzprozess in der Vorklärung mit schwankender Abwasserzusammensetzung und damit z.B. auch in Modell (1) ist er nur bedingt anwendbar.	nein	nein	nein	nein

(2) Eliminierte Feststoffkonzentration nach dem Rührkesselmodell von Lessard/Beck, 1988:

Für das erste Kaskadenelement gilt beispielhaft:

$$sSS'(t) = \frac{Q(t) \cdot (a_{1SS} \cdot SS_{zu}(t) - sSS(t))}{V} - \frac{(1 - a_2) \cdot a_{3SS} \cdot S \cdot sSS(t)}{V} \quad [\text{mg/L}]$$

$$nSS'(t) = \frac{Q(t) \cdot ((1 - a_{1SS}) \cdot SS_{zu}(t) - nSS(t))}{V} \quad [\text{mg/L}]$$

sSS_{zu} , sSS = Zu- und Ablaufkonzentration absetzbarer Feststoffe [mg/L]

nSS_{zu} , nSS = Zu- und Ablaufkonzentration nicht absetzbarer Feststoffe [mg/L]

a_{1SS} = Anteil absetzbarer Feststoffe [-]

a_{3SS} = Sedimentationsgeschwindigkeit [m/h]

a_2 = Resuspensionsfaktor

Q = Abwasservolumen [m³/h]

S = Beckenoberfläche [m²]

V = Beckenvolumen [m³]

Die Elimination gesamter und gelöster Feststoffe wird durch Massenbilanzen von Elementen einer Rührkesselkaskade berechnet. Das Modell ist um Reaktionskonstanten zum Abbau gelöster und ungelöster CSB-Fraktion (durchschnittl. 12 %) sowie zur NH₄-N-Produktion (durchschnittl. 7 %) für verschiedene Abwasserarten erweiterbar.

Eine Validierung des Modells erfolgte an großtechnischen Anlagen in den USA.

Berechnung des täglichen Schlammvolumens:

$$V_S = \int_0^{24} \frac{Q(t) \cdot (C_{zu}(t) - C_{ab}(t))}{\rho_w \cdot a_6 \cdot (1 - a_7)} dt \quad [\text{m}^3/\text{d}]$$

$C_{zu,ab}$ = Zu- und Ablaufkonzentration absetzbarer Stoffe [mg/L]

a_6 = spezifisches Schlammgewicht [kg/L]

a_7 = Feuchtigkeitsanteil im Schlamm [-]

ρ_w = spezifische Dichte von Wasser [kg/L]

Das Modell ist sehr komplex mit hohem Datenaufwand. Die Übertragbarkeit der Reaktionskonstanten ist nicht gesichert.

ja

ja

Rührkesselkaskade

ja

Empirische Ansätze

(3) Eliminationsgrad sedimentierbarer Feststoffe nach Smith, 1969 (1), Tebbutt, u. Christoulas, 1975 (2) und Christoulas et al., 1998 (3) in Abhängigkeit der Oberflächenbeschickung:

$$(1) \eta_{SS} = 0,82 \cdot e^{-0,0088 \cdot q_A} \quad [-]$$

$$(2) \eta_{SS} = 1,138 \cdot e^{-\left(\frac{358}{S_i}\right) + 0,0016 \cdot q_A} \quad [-]$$

$$(3) \eta_{SS} = 1,71 - 0,03T \cdot e^{-\left(\frac{683,6 - 21,13 \cdot T}{S_i}\right) - 0,0035 \cdot q_A} \quad [-]$$

S_i = Feststoffkonz. im Zulauf Vorklä rung [mg/L]

q_A = Oberflächenbeschickung [m/d]

T = Abwassertemp. [°C], gültig für 15 - 26 °C

Die Feststoffelimination ist in allgemeiner Form durch eine e-Funktion näherungsweise beschreibbar, wobei die Absetzleistung in geringem Maße von der Oberflächenbeschickung, sowie in (2, 3) von der Feststoffkonzentration im Zulauf abhängig ist. (3) quantifiziert zusätzlich die Abhängigkeit der Abwassertemperatur.

Modellentwicklung und -validierung erfolgte an Pilot- und großtechnischen Anlagen in den USA (1), Großbritannien (2, 3), und Griechenland (3).

implizit nein nein ja

(4) Eliminationsgrad des CSB in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit nach Sedimentationskurven von Sierp, ca. 1930 (Otterpohl, 1992):

$$\eta_{CSB} = 2,7(\ln(t^2) + 9) \quad [\%]$$

t = Aufenthaltszeit [h]

Weiterentwicklung zu dynamischem Vorklä rbeckenmodell (Otterpohl, 1995):

$$\eta_{CSB}(t,k) = (2,88 \cdot k - 0,188) \cdot (1,45 + 6,15 \cdot \ln(t)) \quad [\%]$$

k = Anteil partikulären CSBs im Zulauf [-]

t = Durchflusszeit [min]

Deutliche Abhängigkeit der CSB-Eliminationsleistung von der Aufenthaltszeit ohne Berücksichtigung der Abwasserzusammensetzung. Absetzkurven wurden in Standzylinderversuchen ermittelt. Übertragbarkeit auf großtechnische Vorklä rung ist daher nicht gesichert.

Weiterentwickeltes Modell berücksichtigt CSB-Fraktionierung über Parameter k . Dynamisches Vorklä rbeckenmodell wird in SIMBA zur rechnergestützten Simulation von Abwasserreinigungsprozessen angewandt.

implizit implizit nein

implizit implizit vereinfacht, Rührkessel

ja, wenn TS/CSB im PS bekannt

(5) Mittlere Restkonzentration eines Abwasserinhaltsstoffes im Vorklärbecken nach Wolter, 1998:	Berechnung der Eliminationsleistung eines beliebige Feststoffe erfassenden Abwasserinhaltsstoffs (Trübung, AFS oder CSB). Modellvalidierung erfolgte an mehreren großtechnischen Kläranlagen, allerdings sind für jeden Anwendungsfall Standzylinderversuche zur Ermittlung von a_0 , b , d nötig.	ja	implizit	vereinfacht, Rührkesselkaskade	ja, wenn TS/CSB im PS bekannt
$P_m(t) = \frac{a_0 \cdot H_0^b \cdot t^{-d}}{b+1} [\%]$ <p> a_0 = Anfangskonzentration [%] H_0 = Beckenhöhe [cm] b = Faktor für Einfluss differentieller Sedimentation [-] d = Faktor zur Charakterisierung des Absetzverhaltens [-] t = Aufenthaltszeit [min] </p>	Berechnung des Schlammanfalls über Massenbilanz unter Annahme eines konstanten TS/CSB-Verhältnisses im Schlamm: $Q_{VKS} = \frac{Q \cdot (CSB_{zu} - CSB_{ab}) \cdot \left(\frac{TS}{CSB}\right)_{VKS}}{TS_{VKS}} [\%]$ <p> Q = Abwasservolumen [m^3] $CSB_{zu,ab}$ = CSB Konzentration im Zu- und Ablauf der Vorklärung [kg/m^3] TS_{VKS} = Feststoffgehalt des Primärschlammes [kg/m^3] CSB_{VKS} = CSB Konzentration im Primärschlamm [kg/m^3] </p>				

5.2 Produktion von Überschussschlamm

5.2.1 Temperatureinfluss bei der biologischen Abwasserreinigung

Die Geschwindigkeit enzymatischer Reaktionen wird von der Temperatur beeinflusst, wobei im Allgemeinen eine Temperaturerhöhung innerhalb des Toleranzbereiches eines Organismus eine Beschleunigung der Stoffwechselaktivität bewirkt. Somit sind sowohl der Stoffumsatz als auch die Biomasseproduktion bei der biologischen Abwasserreinigung von der Temperatur beeinflusst. In der Literatur finden sich wiederholt Aussagen darüber, dass sich in Anlehnung an die Van't Hoff'sche Regel die Wachstumsrate bei einer Temperaturerhöhung um 10 °C verdoppelt (Röske und Uhlmann, 2005; Madigan und Matinko, 2006). Demgegenüber muss allerdings auch ein beschleunigter Zerfall der Biomasse berücksichtigt werden.

Tatsächlich wird die Wachstumsgeschwindigkeit der Biomasse im Belebungsbecken im Wesentlichen von den Milieubedingungen sowie dem Nahrungsangebot bestimmt. Die Substratabhängigkeit des Biomassewachstums wird in enzymkinetischen Ansätzen von Michaelis-Menten und wachstumskinetischen Modellen von Monod beschrieben, die sich auch in vielen international publizierten Bemessungsgrundlagen für das Schlammalter und den Überschussschlammanfall wiederfinden. In diesen Bemessungsgleichungen wird in der Regel von optimalen pH-Bedingungen ausgegangen, so dass eine pH-Wert-Abhängigkeit nicht berücksichtigt wird. Der Temperatureinfluss auf die Geschwindigkeit biochemischer Reaktionen hingegen wird gewöhnlich mittels eines exponentialfunktionellen Ansatzes von Arrhenius beschrieben (vgl. Kapitel 4.5.4) und sowohl für die Quantifizierung des Biomassewachstums und -zerfalls als auch des Stoffumsatzes herangezogen.

Die Temperaturaktivitätskoeffizienten der Arrheniusfunktion sind reaktionsspezifisch und streng genommen nur nahe der Bezugstemperatur T_1 gültig. Diese beträgt in Deutschland 15 °C, im angloamerikanischen Raum 20 °C und wird in Einzelfragestellungen oft variiert. Die Spannbreite der Gültigkeit der Temperaturkoeffizienten ist nicht definiert, eine Vielzahl von Untersuchungen zum Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz der Biomasse mit den entsprechenden Wachstums-, Zerfalls- und Stoffumsatzraten für verschiedene Temperaturen liegt jedoch vor (Henze et al., 2002; Röske und Uhlmann, 2005).

5.2.2 Bemessungsansätze zur Berechnung der Überschussschlammmenge

Für die biologische Abwasserreinigung ist eine Anreicherung von Biomasse im Belebungsreaktor unerlässlich, so dass die Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Betrieb derart eingestellt werden muss, dass sie ihre Generationszeit übersteigt. Diese als aerobe Mindestschlammalter bezeichnete Dimensionierungsgröße wird in Abhängigkeit der Temperatur ermittelt und bestimmt darüber hinaus auch den Biomasseüberschuss, der als Überschussschlamm dem System entzogen werden muss. Da die Feststofffracht im Ablauf des Nachklärbeckens in der Regel vernachlässigt werden kann, kann der Biomassezuwachs, der sich rechnerisch aus den biologischen Stoffumsatzprozessen ergibt, dem Überschussschlammanfall gleichgesetzt werden.

Bemessungsempfehlungen für das Schlammalter in Abhängigkeit der Temperatur und für die Überschussschlammproduktion sind von unterschiedlichen Autoren veröffentlicht. Die in der Praxis häufig verwendeten Ansätze nach ATV-DVWK-A 131 (2000, Deutschland), von Tchobanoglous et al. (2003, USA) und von der Water Research Commission WRC (1984, Südafrika) werden im Folgenden im Hinblick auf die Temperaturabhängigkeit des Schlammalters und der Schlammproduktion gegenübergestellt. Weitere verfügbare Berechnungsansätze, z.B. der Hochschulgruppenansatz (Böhnke, 1989; Dohmann, 1993), der Grundlage vieler Bemessungsprogramme ist, sowie die Activated Sludge Models ASM 1 bis ASM 3 der IWA Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment werden an dieser Stelle nicht betrachtet. Einen umfassenden Überblick über weitere Bemessungsempfehlungen anderer Autoren liefert Grube (2009). Die Bemessung des Schlammalters nach ATV-DVWK-A 131 wurde jüngst nach Ort et al. (2009) insbesondere für niedrige Temperaturen modifiziert. Diese Ergebnisse werden zusätzlich in die vergleichende Betrachtung mit aufgenommen, obgleich die Berechnungsansätze ausschließlich aus Untersuchungen im Labor- und halbtechnischen Maßstab abgeleitet wurden. Tabelle 19 stellt die Gleichungen und Standardwerte zur Parametrisierung des Stoffumsatzes sowie die Angaben zum Gültigkeitsbereich der ausgewählten Bemessungsansätze zusammen. Die aufgeführten Berechnungsmodelle beziehen sich ausschließlich auf die Kohlenstoffeliminierung und die Nitrifikation.

Tabelle 19: Ausgewählte Bemessungsmodelle für das aerobe Schlammalter und die Schlammproduktion

Modell	Gültigkeitsbereich
<p>(1) ATV-DVWK-A 131, 2000:</p> <p>Aerobes Schlammalter $t_{TS, aerob}$:</p> $t_{TS, aerob} = SF \cdot \frac{1,6}{\mu_{max}} \cdot \theta_{\mu max}^{(15-T)}$ <p>Schlammproduktion $\ddot{U}_{d,C}$ für Kohlenstoffelimination:</p> $\ddot{U}_{d,C} = B_{d,BSB_5} \cdot \left(Y_H + B \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} - \frac{(C-D) \cdot b_H \cdot Y_H \cdot t_{TS} \cdot F_T}{1 + b_H \cdot t_{TS} \cdot F_T} \right) \quad [\text{kgTS} / \text{d}]$ <p>T = Bemessungstemperatur [°C] μ_{max} = maximale Wachstumsrate der Nitrifikanten [1/d], Standard: 0,47 $\theta_{\mu max}$ = Temperaturkoeffizient der maximalen Wachstumsrate [-], Standard: 1,103 SF = Sicherheitsfaktor: $1,45 \leq SF \leq 1,8$ in Abhängigkeit der Anschlussgröße B_{d,BSB_5} = BSB₅- Zulauftracht [kg/d] Y_H = Ertragskoeffizient der Heterotrophen [-], Standard: 0,75 kg oTS/kg BSB₅ (Hartwig, 1993) B = inerter Anteil der Feststoffmasse [-], Standard: 0,6 C = Anteil endogen zerfallbarer Biomasse [-], Standard: 1 D = Nicht abbaubarer Anteil der endogen zerfallenen Biomasse [-], Standard: 0,2 b_H = endogene Absterberate der Heterotrophen [1/d], Standard: 0,17 1/d (Hartwig, 1993) F_T = Temperaturfaktor für endogene Atmung ($F_T = 1,072^{(T-15)}$)</p>	<p>Bezugstemperatur 15 °C; Für Abwassertemperaturen ≥ 10 bis 12 °C empfohlen, jedoch keine Angaben zur Gültigkeit bei Extrapolation; Temperatureinfluss lediglich über Parameter F_T quantifiziert bzw. implizit über Auswaschpunkt der Nitrifikanten, eine Anpassung der reaktionskinetischen Parameter in Abhängigkeit der Temperatur wird nicht angegeben; Ausreichende Alkalinität und O₂-Versorgung wird vorausgesetzt. Alternativ zur Bemessung der Schlammproduktion nach dem BSB₅ ist auch eine Bilanzierung des CSBs möglich.</p>

Weiterentwicklung für die Berechnung des Schlammalters nach Orth et al., 2009:

- a) Modifikation der Bemessung des aeroben Mindestschlammalters $t_{TS,aerob}$ nach ATV-DVWK-A 131 durch Ableitung neuer Temperaturaktivitätskoeffizienten nach Arrhenius aus Versuchsdaten für verschiedene Temperaturbereiche:

$$3-9\text{ °C} = 1,155; 10-24\text{ °C} = 1,103; 25-30\text{ °C} = 1,083$$

- b) Empirische Ableitung eines Polynoms aus Versuchsdaten:

$$t_{TS,aerob} = -0,00000178 \cdot T^5 + 0,00027193 \cdot T^4 - 0,0171652 \cdot T^3 + 0,51944 \cdot T^2 - 7,9035 \cdot T + 52,989 \quad [d]$$

Siehe (1), jedoch für Temperaturbereich 3-30 °C untersucht;

Angabe temperaturbereichsspezifischer Aktivitätskoeffizienten;

Bisher keine großtechnische Validierung.

(2) Tchobanoglous et al., 2003:

Aerobes Schlammalter SRT:

$$SRT = \frac{FS}{\left(\mu_{nT} \cdot \frac{N}{K_{nT} + N} \right) \cdot \left(\frac{DO}{K_0 + DO} \right) - k_{dnT}} \quad [d]$$

Schlammproduktion $P_{X,TS}$ für Kohlenstoffelimination:

$$P_{X,TS} = \frac{1}{0,85} (A + B + C) + Q \cdot nbVSS + Q \cdot (TSS_0 - VSS_0) \quad [kgTS / d], \text{ mit}$$

$$A = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + k_{dT} \cdot SRT}; \quad B = \frac{f_d \cdot k_{dT} QY(S_0 - S)SRT}{1 + k_{dT} \cdot SRT}; \quad C = \frac{QY_n(NO_x)}{1 + k_{dNT} \cdot SRT}; \quad S = \frac{K_{ST}(1 + k_{dT} \cdot SRT)}{SRT(\mu_{mT} - k_{dT}) - 1}$$

FS = Sicherheitsfaktor für Stickstoffspitze [-], Standard: 1,5

Q = Zufluss [m³/d]

Y = Ertragskoeff. Kohlenstoffabbau [-], Standard: 0,4 g VSS/g bCOD, (bCOD = COD₀ - COD_{end})

Y_n = Ertragskoeff. der Nitrifikanten [-], Standard: 0,12 g VSS/g NH₄-N

Bezugstemperatur 15 °C;

Keine Angabe zur Eingrenzung des Temperaturbereichs, aber Anwendung nahe Bezugstemperatur empfohlen;

O₂-Versorgung wird berücksichtigt, pH-Wert nicht.

Fortsetzung (2):

S = Limitierende Konzentration biologisch abbaubaren CSBs [mg/L]

S_0 = Konzentration biolog. abbaubaren CSBs im Zulauf [mg/L],

A, C, B = Heterotrophe (A), autotrophe Biomasse (C) und Feststoffe nach Zerfall (B) [kg/d]

DO = Konzentration gelösten Sauerstoffs [mg/L], Standard: 2 mg/L

N = NH_4 -N-Konzentration im Ablauf [mg/L], Standard: 0,5 mg/L

NO_x = Anteil nitrifizierten Ammoniumstickstoffs [-], Standard: 0,8

$iTSS$ = Gesamtkonzentration inerter Feststoffe im Zufluss [mg/L], ($iTSS = TSS - VSS$)

$nbVSS$ = Konz. nicht abbaubarer organ. Feststoffe im Zufluss [mg/L], Standard: $0,5 \cdot iTSS$

μ_{nT} = Wachstumsrate der Nitrifikanten [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $\mu_{nT} = 0,75 \cdot 1,07^{(T-20)}$

μ_{mT} = Wachstumsrate der Heterotrophen [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $\mu_{mT} = 6,0 \cdot 1,07^{(T-20)}$

K_{ST} = Halbwertskonstante der Substratkonzentration [mg/L], Standard: $K_{ST} = 20 \cdot 1^{(T-20)}$

K_{nT} = NH_4 -N Halbwertskonstante [mg/L], Standard: $K_{nT} = 0,74 \cdot 1,053^{(T-20)}$

K_0 = Sauerstoffübertragungskonstante [mg/L], Standard: 0,5 mg/L

k_{dT} = endogener Zerfall der Heterotrophen [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $k_{dT} = 0,12 \cdot 1,04^{(T-20)}$

k_{dnT} = endogener Zerfall der Nitrifikanten [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $k_{dnT} = 0,08 \cdot 1,04^{(T-20)}$

f_d = Anteil nach Zerfall verbleibender Biomasse [-], Standard: 0,15

(3) Water Research Commission, 1984:

Aerobes Schlammalter R_{SM} :

$$R_{SM} = \frac{FS}{\mu_{nT} \cdot \frac{N_a}{K_{nT} + N_a} - b_{nT}} \quad [d]$$

Bezugstemperatur 20 °C; keine Angabe zur Eingrenzung des Temperaturbereichs;

Durch Arrheniusterm zur Berücksichtigung von pH-Milieu und Sauerstoffversorgung auf das Bakterienwachstum modular erweiterbar.

Fortsetzung (3):

Schlammproduktion $M(\Delta X_t)_{\text{ges}}$ für Kohlenstoffelimination:

$M(\Delta X_t)_{\text{ges}} = M(\Delta X_t) + M(\Delta X_n)$ [kg/d], mit

$$M(\Delta X_t) = M(S_{\text{ti}}) \cdot \frac{1}{f_i} \cdot \left(\frac{(1 - f_{\text{up}} - f_{\text{us}}) Y_h}{1 + b_h R_S} \cdot (1 + f b_h R_S) + \frac{f_{\text{up}}}{f_{\text{CV}}} \right); \quad M(\Delta X_n) = \frac{Y_n R_S \cdot M(N_e)}{1 + b_{nT} R_S}$$

FS = Sicherheitsfaktor [-], Standard: 1,3

N_a = zu erreichende $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentration [mg/L], Standard: 2 mg/L

μ_{nT} = Wachstumsrate der Nitrifikanten [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $\mu_{nT} = 0,36 \cdot 1,123^{(T-20)}$

K_{nT} = $\text{NH}_4\text{-N}$ Halbwertskonstante [mg/L], Standard: $K_{nT} = 1 \cdot 1,123^{(T-20)}$

b_{nT} = endogener Zerfall der Nitrifikanten [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $b_{nT} = 0,04 \cdot 1,029^{(T-20)}$

b_{hT} = endogener Zerfall der Heterotrophen [g VSS/(g VSS·d)], Standard: $b_{hT} = 0,24 \cdot 1,029^{(T-20)}$

$M(S_{\text{ti}})$ = CSB-Zulaufmengen [kg/d]

$M(N_e)$ = Fracht nitrifizierten Stickstoffs [kg/d], Standard: $0,75 \cdot B_{d,KN}$

$M(\Delta X_t)$ = heterotrophe Biomasse [kg/d]

$M(\Delta X_n)$ = autotrophe Biomasse [kg/d]

Y_h = Ertragskoeffizient der Heterotrophen [-], Standard: 1 g VSS/g COD

Y_n = Ertragskoeffizient der Nitrifikanten [-], Standard: 0,1 gVSS/gCOD

f_i = Anteil flüchtiger suspendierter Stoffe am Gesamtfeststoffgehalt [-], Standard: 0,83

f_{up} = nicht abbaubarer Anteil partikulären CSBs [-], Standard: 0,04

f_{us} = nicht abbaubarer Anteil gelösten CSBs [-], Standard: 0,08

f_{CV} = Anteil CSB an der Biomasse [-], Standard: 1,48 gCOD/gVSS

f = nicht abbaubarer Biomasseanteil [-], Standard: 0,2

Um den Temperatureinfluss auf die Schlammproduktion entsprechend der unterschiedlichen Modelle in Tabelle 19 zu ermitteln, ist im Folgenden eine exemplarische Berechnung des aeroben Mindestschlammalters und der Überschussschlammproduktion nach den verschiedenen Ansätzen durchgeführt. Für alle Bemessungsansätze werden dazu einheitliche einwohnerspezifische Schmutzfrachten für den Zulauf der Belebung für eine Einheit von 1.000 Einwohnern angesetzt (Tabelle 20).

Tabelle 20: Eingangsparameter für die Bemessung der Überschussschlammproduktion, Schmutzfracht nach ATV-DVWK-A 131, $t_{VK} = 1 \text{ h}$

Parameter	Dimension	Bemessungswert
Spezif. Schmutzwasseranfall $w_{S,d}$	$[L/(E \cdot d)]$	200
$b_{d,BSB5,ZB}$	$[g/E \cdot d]$	45
$b_{d,TSO,ZB}$	$[g/E \cdot d]$	35
$b_{d,KN,ZB}$	$[g/E \cdot d]$	10
$b_{d,Pges,ZB}$	$[g/E \cdot d]$	1,6
TS_{BB}	$[kg/m^3]$	3,0
$\sigma_{TR/TR}$ im Überschussschlamm	$[-]$	0,75

Keine der Bemessungsempfehlungen enthält konkrete Angaben zur Eingrenzung des Temperaturbereichs. In Abbildung 17 sind daher die Berechnungsergebnisse für das aerobe Mindestschlammalter für 5 bis 30 °C und somit den gesamten Temperaturbereich, der Untersuchungsgegenstand im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist, dargestellt. Die Koeffizienten, die für die Berechnung gemäß der einzelnen Ansätze notwendig sind, entsprechen den als Standard angegebenen Werten, bzw. sind aus den jeweiligen Arrheniustermen gemäß Tabelle 19 berechnet. Sicherheitsfaktoren wurden in Bezug auf eine Anschlussgröße von 1.000 EW gewählt.

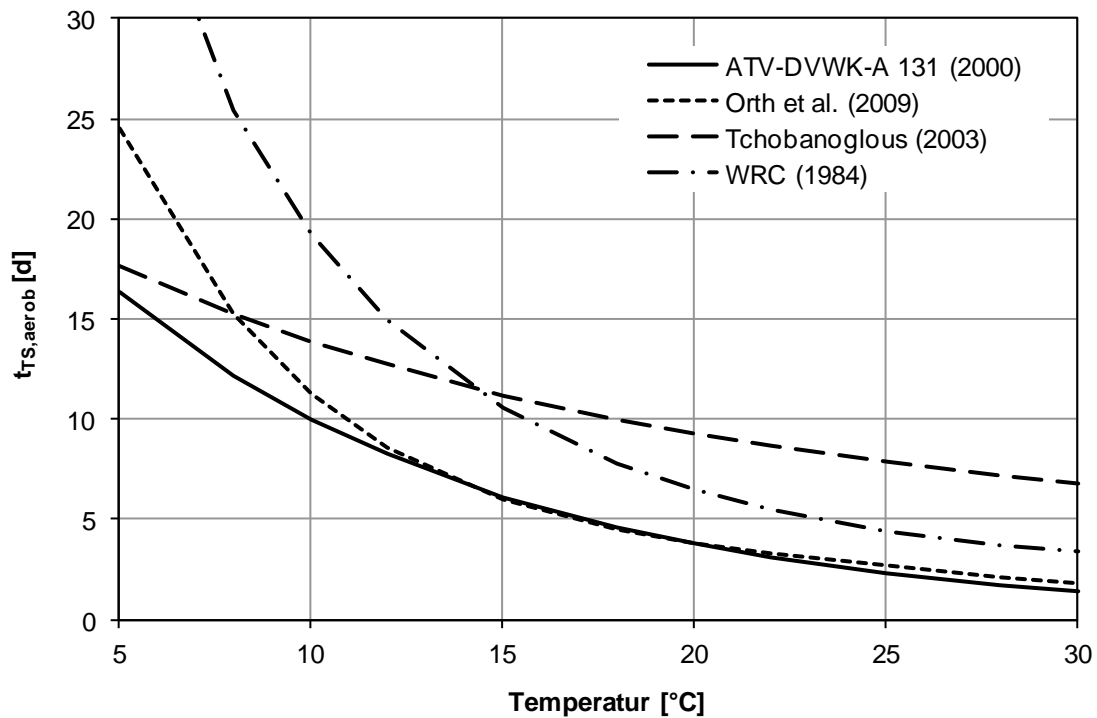


Abbildung 17: Errechnetes aerobes Mindestschlammalter entsprechend verschiedener Bemessungsansätze für 1.000 EW

Sowohl der Ansatz nach Tchobanoglous et al. (2003; Modell 2 in Tabelle 19) als auch der WRC (1984; Modell 3 in Tabelle 19) ergeben durchweg höhere aerobe Schlammalter als die Berechnung nach ATV-DVWK-A 131 (2000; Modell 1 in Tabelle 19). Nach WRC ergibt sich dabei insgesamt die höchste Temperaturabhängigkeit. Die Bemessungsmodelle nach Tchobanoglous et al. und der WRC berücksichtigen beide im Gegensatz zum ATV-DVWK-A 131 neben dem Biomassewachstum noch weitere temperaturabhängige reaktionskinetische Parameter. Dennoch unterscheidet sich das Schlammalter mit 6,5 d (WRC) und 9,3 d (Tchobanoglous et al.) bei einer Bezugstemperatur von beispielsweise 20 °C deutlich. Für den Temperaturbereich unterhalb von 12 °C wurde in den Untersuchungen von Orth et al. (2009) eine Unterschätzung des aeroben Schlammalters bei der Anwendung deutscher Bemessungsempfehlungen festgestellt, so dass eine entsprechende Modifikation des ATV-DVWK-A 131 empfohlen wird.

Berechnet man den Schlammanfall für die jeweiligen Mindestschlammalter, so stellt sich die spezifische Schlammproduktion gemäß Abbildung 18 dar.

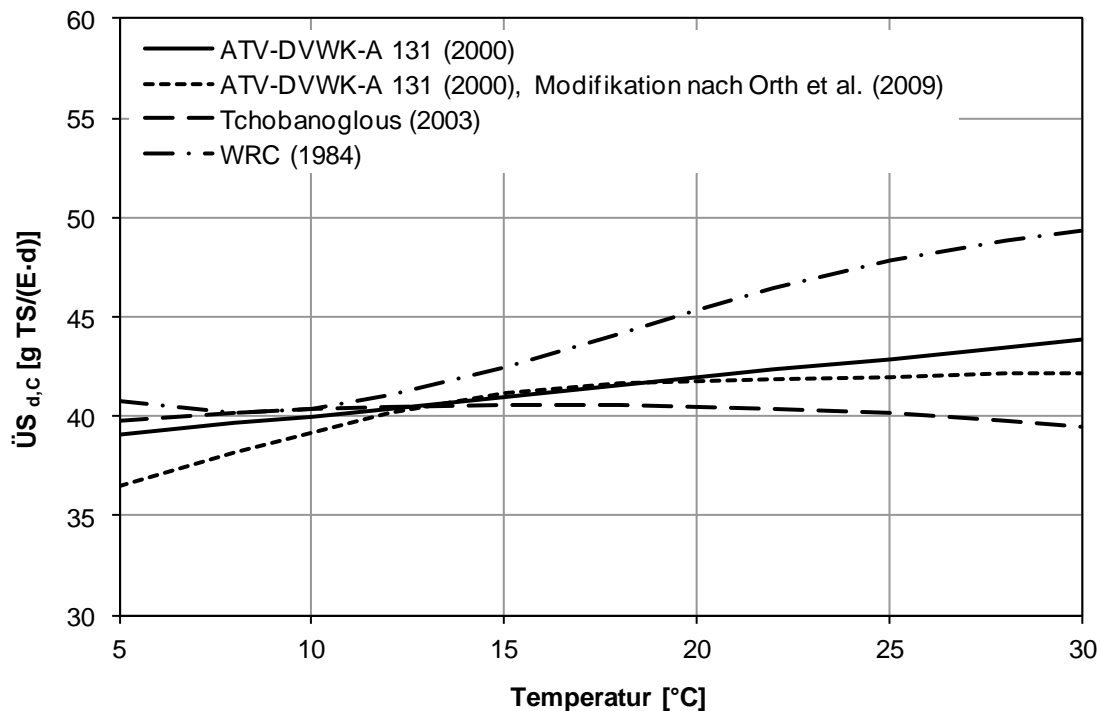


Abbildung 18: Überschussschlammproduktion aus der Kohlenstoffelimination entsprechend verschiedener Bemessungsansätze für 1.000 EW ($t_{TS,aerob}$ nach Abbildung 17, Standardparameter gemäß Tabelle 19)

Die Berechnungsergebnisse zeigen, dass deutliche Unterschiede für die Überschussschlammproduktion vor allem bei hohen Abwassertemperaturen auftreten. Nach dem Ansatz von Tchobanoglous et al. errechnen sich bis zu 10 % geringere Schlammengen, nach dem Ansatz der WRC bis zu 12 % höhere als nach dem ATV-DVWK-A 131 innerhalb der betrachteten Temperaturspanne. Insgesamt ist der Einfluss der Abwassertemperatur bei der Berechnung der Überschussschlammproduktion nach dem WRC-Ansatz am größten.

5.3 Zusammenfassende Darstellung der Schlammproduktion in Abhängigkeit der Abwassertemperatur

Die temperaturinduzierten Einflüsse auf den Absetzprozess in der Vorklärung sind komplex und werden in den zur Verfügung stehenden mechanistischen Berechnungsmodellen lediglich in ihrer Wirkung auf die Sinkgeschwindigkeit bei geänderter Viskosität und Dichte des Abwassers berücksichtigt. Da diese Zusammenhänge jedoch nur für die Einzelkornsedimentation unter idealen Bedingungen und ohne Berücksichtigung von Partikelwechselwirkungen gelten, ist eine Abschätzung der Primärschlammmenge nach idealisierten physikalischen Ansätzen unzulässig. Auch in den im Rahmen dieser Arbeit betrachteten empirischen Modellen wird eine Wirkung der Abwassertemperatur auf den Schlammanfall in der Vorklärung weitestgehend vernachlässigt, ausgenommen

des Modells von Christoulas et al. (1998). Demzufolge ist der Temperatureffekt auf die Absetzleistung abhängig von der Feststoffkonzentration im Zulauf der Vorklärung.

Bei der Beschreibung biologischer Reinigungsprozesse hingegen wird die Abwassertemperatur in der Regel einbezogen, wenngleich Umfang und Auswahl berücksichtigter reaktionskinetischer Parameter unterschiedlich ausfallen. In den betrachteten Ansätzen ergaben sich große Unterschiede bei der Berechnung des aeroben Mindestschlammalters in Abhängigkeit der Temperatur, die in der Praxis zu großen Differenzen bei der Auslegung eines Belebungsreaktors führen würden. Der Temperatureinfluss auf die Überschussschlammproduktion fällt jedoch mit Ausnahme des WRC-Ansatzes eher gering aus.

Vorbehaltlich der Übertragbarkeit des empirischen Modells zur Primärschlamm-berechnung von Christoulas et al. (1998) sowie der Gültigkeit der Berechnungsmodelle für die Überschussschlammproduktion für weite Temperaturbereiche, lassen sich die in Tabelle 21 aufgeführten spezifischen Schlamm-mengen als Richtwerte für die Dimensionierung von Klärschlammbehandlungsanlagen in unterschiedlichen Klimaten zusammenfassen.

Tabelle 21: Spezifische Primär- und Überschussschlammproduktion [g TR/(E·d)] nach Berechnungsmodellen in Kapitel 5.1.2 und 5.2.2 im Vergleich zur Schlammliste in ATV-DVWK-M 368 (2003)

Schlammart und Herkunft	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C	30°C
Primärschlamm						
ATV-DVWK-M 368, 2003 ¹⁾	-	-	30,0	-	-	-
Berechnet nach Christoulas et al, 1998 ²⁾ :						
mit $X_{TS,ZV} = 200 \text{ mg/L}$	-	-	6,1	9,1	13,3	-
mit $X_{TS,ZV} = 400 \text{ mg/L}$	-	-	30,5	34,9	39,4	-
mit $X_{TS,ZV} = 600 \text{ mg/L}$	-	-	62,0	65,2	67,2	-

Fortsetzung Tabelle 21:

Überschussschlamm³⁾

ATV-DVWK-M 368, 2003 ³⁾	-	39,4 ^{1,4)}	41,1 ^{1,5)}	-	-	-
------------------------------------	---	----------------------	----------------------	---	---	---

Berechnet nach:

ATV-DVWK-A 131, 2000	39,1	40,0	41,0	41,9	42,9	43,8
A 131 nach Orth, 2009	36,5	39,2	41,2	41,8	41,9	42,1
Tchobanoglous, 2003	39,8	40,3	40,6	40,5	40,1	39,5
WRC, 1984	40,7	40,4	42,5	45,3	47,8	49,3

1) für $t_{VK} = 1$ h

2) bei einem spezifischen Abwasseranfall von 200 L/(E·d)

3) für Abwasserzusammensetzung gemäß Tabelle 20

4) berechnetes Mindestschlammalter 10,0 d; Angabe für 15 °C und $t_{TS} = 10,0$ d mit 37,3 g/(E·d) wird bei Abwassertemperatur von 10 °C gemäß ATV-DVWK-M 368 um 5,5 % erhöht5) berechnetes Mindestschlammalter 6,1 d; Angabe in ATV-DVWK-M 368 bei 15 °C allerdings für $t_{TS} = 5$ d

6 Definition von Behandlungszielen und Auswahl von Parametern zur Charakterisierung der Stabilisierung

Unter welchen Kriterien ein Schlamm als „stabil“ eingestuft werden kann und welche Parameter zur Charakterisierung dieses Zustandes herangezogen werden können, wird seit Beginn der ersten Praxisversuche zur Klärschlammstabilisierung diskutiert. Bisher ist es nicht gelungen, einen möglichst gut und schnell zu ermittelnden, für verschiedene Verfahren gültigen, reproduzierbaren Stabilisationskennwert zu benennen. Vielmehr werden in Abhängigkeit des Stabilisierungsverfahrens parallel mehrere Kennwerte für die Beurteilung des Behandlungserfolges herangezogen, die über die Ermittlung der biologischen Aktivität bis hin zur Nährstoffanalytik und der seuchenhygienischen Bewertung gehen. In der Literatur wird daher eine Vielzahl an Stabilisierungsparametern verwendet, allerdings geben nur wenige Autoren für die genannten Kennwerte auch Grenzwerte für eine eindeutige Klassifizierung des Stabilisierungsendpunktes an (vgl. Eickhoff, 1969; Dichtl, 1984; ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988b; Loll und Möller, 1993; von Sperling und Goncalves, 2007).

Als primäres Ziel der Klärschlammstabilisierung und somit auch gleichzeitig als Kriterium für den Stabilisierungsendpunkt wird vielfach die Überführung des Schlammes in eine verwertungs- bzw. entsorgungsfähige Form angegeben, in der „anschließend biologische oder chemische Umsetzungsprozesse nur noch sehr begrenzt und sehr langsam ablaufen“ (Kunz, 1995). Somit gehen vom behandelten Schlamm „keine wesentlichen belästigenden/belastenden Einflüsse/Wirkungen auf die Umgebung aus“ (Loll und Möller, 1993). Demnach ist also für die Definition des stabilen Zustandes entscheidend, auf welche Art der Klärschlamm nach der Behandlung beseitigt werden soll um das Stabilisierungsziel an die Möglichkeiten der Verwertung oder Entsorgung anzupassen. Prinzipiell sollte dabei eine Rückführung vorhandener Wertstoffe in den Stoffkreislauf einer Beseitigung vorgezogen werden, vorausgesetzt, die Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe sowie pathogener Mikroorganismen im Material sind vertretbar niedrig. Demzufolge sind die qualitativen Anforderungen an den behandelten Klärschlamm und somit auch an den Stabilisierungsfortschritt bei einer stofflichen Verwertung am höchsten einzustufen. Andere Verwertungs- und Beseitigungsziele erfordern unter Umständen eine Anpassung der Beurteilungskriterien.

6.1 Beurteilungskriterien für die biologische Stabilisierung

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die in Tabelle 22 gelisteten und im folgenden diskutierten Beurteilungskriterien zur Bestimmung des Behandlungs-

endpunktes für die biologische Stabilisierung aus der Literatur und aus eigenen Untersuchungen abgeleitet. Dabei sind aus der Vielzahl möglicher und vor allem in der Literatur der 1970er und 1980er Jahre umfassend diskutierten Parameter zur Klärschlammcharakterisierung bewusst einige wenige ausgewählt, die heute im Rahmen der Prozesskontrolle für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung zur Routineanalytik zählen bzw. für die die notwendige apparative Ausstattung zum Standard für abwassertechnische Labore gehört (CSB, BSB, TR/oTR). Zusätzlich wurden in der Bestimmung eher als aufwändig zu beurteilende Parameter ausgewählt, denen aber eine besonders hohe Aussagekraft zugesprochen wird (Restgaspotential, Gehalt organischer Säuren bei der anaeroben Behandlung). Darüber hinaus erfolgte eine Einschätzung der landwirtschaftlichen Verwertbarkeit anhand der Reduktion des Fäkalindikators *Escherichia Coli* und der Pflanzenverträglichkeit im Kresstest.

Tabelle 22: Kriterien zur Bestimmung des Stabilisierungsendpunktes bei der biologischen Klärschlammstabilisierung

Verfahren	Kriterium
Getrennt aerobe Stabilisierung	<ul style="list-style-type: none"> • $BSB_5:CSB\text{-Verhältnis} \leq 0,15$, • $\eta_{oTR} \geq 40 \%$, • Restgaspotential bei 35 °C Faultemperatur $RGP_{35^\circ C} \leq 100 \text{ NL/kg } oTR_0$
Getrennt anaerobe Stabilisierung	<ul style="list-style-type: none"> • $BSB_5:CSB\text{-Verhältnis} \leq 0,15$, • $\eta_{oTR} \geq 40 \%$, • Restgaspotential bei 35 °C Faultemperatur $RGP_{35^\circ C} \leq 100 \text{ NL/kg } oTR_0$, • $HAc \leq 200 \text{ mg/L}$; Langzeitbetrieb $HAc \leq 100 \text{ mg/L}$
Kompostierung	<ul style="list-style-type: none"> • $\eta_{oTR} \geq 50 \%$, • Rottegrad mindestens Stufe IV

6.1.1 BSB:CSB-Verhältnis

Zur Einschätzung des Stabilisierungsgrades in aerob stabilisierten flüssigen Klärschlämmen kann das Verhältnis der Konzentrationen biochemisch oxidierbarer Kohlenstoffverbindungen (BSB) zum Gesamtpotential oxidierbarer Verbindungen (CSB) herangezogen werden. Üblich ist die Angabe des BSBs nach fünf Tagen. Nach Untersuchungen von Loll (1974, 1979) ist ein aerob stabilisierter Schlamm bei einem Verhältnis $BSB_5:CSB$ von 0,18 bis 0,15 je nach Prozessziel und Schlammart als stabil einzustufen. Gemäß ATV/BDE/VKS Arbeits-

gruppe 3.1.1. (1994) gilt ein $BSB_5:CSB$ -Verhältnis von 0,15 als typischer Zielwert für die getrennt aerobe Stabilisierung von kommunalen Rohschlamm. Die technische Stabilisierungsgrenze wird für ein Verhältnis $BSB_5:CSB \leq 0,1$ angegeben (Dichtl, 1984; Loll und Möller, 1984), das in der Praxis allerdings nur selten eingehalten werden kann (Demharter, 1986; von Sperling und Goncalves, 2007).

Eine gleichartige Verwendung des $BSB_5:CSB$ -Verhältnisses zur Charakterisierung des Stabilisierungsfortschritts anaerob behandelter Klärschlämme wird allerdings aufgrund des zur Bestimmung des BSBs notwendigen Milieuwechsels von anaerob zu aerob in der Regel als problematisch angesehen und demzufolge in der Literatur kontrovers diskutiert. So stufen beispielsweise Riegler (1981) und Dichtl (1984) die Anwendbarkeit des BSBs als Kriterium für die Klärschlammfäulung als ungeeignet ein, während dieser von Loll (1982) gleichermaßen für die aerobe als auch die anaerobe Stabilisierung verwendet wird. Eine Quantifizierung eines möglichen Einflusses des Milieuwechsels bei der BSB-Bestimmung auf das Messergebnis erfolgt jedoch nicht.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden daher kontinuierliche Messungen des biologischen Sauerstoffbedarfs für aerob und anaerob behandelte Klärschlämme durchgeführt und die Charakteristik der Sauerstoffzehrung verglichen. Dabei fiel auf, dass auch für die 25 verwendeten Faulschlammproben eine für die BSB-Messung klassische exponentielle Sättigungskurve des Sauerstoffverbrauchs darstellbar ist. Der Beginn dieses Verbrauchs ist lediglich verzögert (siehe Beispiel in Abbildung 19). In den verwendeten Klärschlammproben betrug diese Verzögerungsphase zwischen 22 und 38 Stunden.

Diese Beobachtung spricht dafür, dass die leicht abbaubaren Substrate im Faulschlamm nach einer kurzen Adaption an das Milieu auch für den aeroben Abbau zugänglich sind. Es gibt keine Anzeichen dafür, dass der Kohlenstoffabbau gehemmt ist. Ein Messwert nach fünf Tagen würde allerdings die tatsächlich mögliche Zehrung und damit auch die biologische Restabbaubarkeit des Schlammes unterschätzen.

Damit ist der biologische Sauerstoffbedarf in den vorliegenden anaerob stabilisierten Schlämmen für die Charakterisierung des Stabilisierungsfortschrittes nutzbar. Er ist allerdings nur jeweils dann mit den Ergebnissen für andere Faulschlämme oder gar aerob behandelte Schlämme vergleichbar, wenn die Bebrütungsphase entsprechend um die Verzögerungsphase verlängert wird. Statt nach 5,0 Tagen muss beispielsweise für die verwendeten Schlämme der BSB-Wert nach 5,9 bis 6,6 Tagen abgelesen werden. Alternativ können auch die BSB-Messwerte nahe der Sättigung, z.B. nach 15 oder 20 d verwendet werden.

Eine ausreichend lange Bebrütungsdauer ist allerdings für die Prozessbeurteilung unpraktikabel. Dementsprechend wird in der vorliegenden Arbeit der BSB-Messwert im Faulschlamm nicht nach fünf Tagen ab Bebrütungsbeginn wie bei aerob stabilisierten Schlämmen verwendet, sondern fünf Tage ab exponentiellem Anstieg der Sauerstoffzehrung. Damit ist das BSB:CSB-Verhältnis sowohl zur Beurteilung aerob als auch anaerob stabilisierter Schlämme anwendbar.

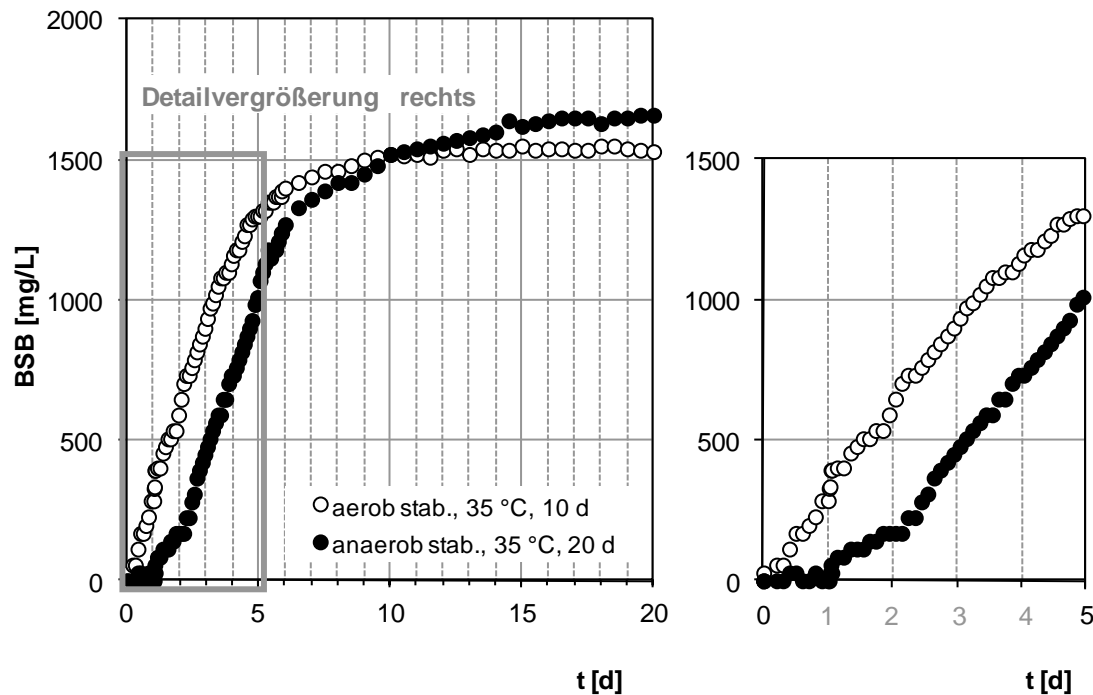


Abbildung 19: Beispiel für einer BSB-Messung im aerob und anaerob stabilisierten Schlamm, rechts: Detailvergrößerung über 5 Tage

6.1.2 Abbaugrad der organischen Substanz η_{OTR}

Die Konzentrationen an mineralischer und organischer Trockensubstanz sind einfache, leicht bestimmbare und daher in der Praxis am häufigsten verwendete Parameter zur Charakterisierung von Klärschlämmen. Bei der aeroben und anaeroben Klärschlammstabilisierung wird der abbaubare Anteil organischer Substanz reduziert, wobei das Maß der Reduktion abhängig von der Rohschlammzusammensetzung ist. Loll und Möller (1984) veröffentlichten Grenzwerte für den prozentualen Glühverlust im Schlamm, nach denen der Grad der Stabilisierung zuzuordnen ist und die auch heute noch als Richtwerte für die Flüssigschlammstabilisierung angesetzt werden können (vgl. ATV Arbeitsgruppe AK-13.4., 2010). Allerdings wird die Aussagekraft dieses Parameters für die Beurteilung der Stabilisierungsgüte von verschiedenen Autoren als eingeschränkt eingestuft (Kapp, 1984; Tchobanoglous et al., 2003), vor allem da Betriebserfahrungen sehr unterschiedliche Interpretationen zulassen. Vielmehr liefere

nach Aussage beider Autoren der Abbaugrad der organischen Substanz, unabhängig vom Wert des prozentualen Glühverlusts, ein sinnvolles Maß für die Stabilisierung kommunaler Rohschlämme. In der Literatur werden für die vollständige aerobe Flüssigschlammstabilisierung bei verschiedenen Untersuchungstemperaturen Abbaugrade von 26 bis 69 %, für die anaerobe Stabilisierung von 43 bis 60 % bei Untersuchungen im Labor und technischen Maßstab angegeben (vgl. Abbildung 20). In der Regel wird zusätzlich mindestens das $BSB_5:CSB$ -Verhältnis und bei der anaeroben Stabilisierung auch der Gehalt an organischen Säuren für die Bewertung des Stabilisierungserfolges hinzugezogen. Die in Abbildung 20 dargestellten erzielten Abbaugrade lassen keinen Zusammenhang zu den Temperaturbedingungen erkennen.

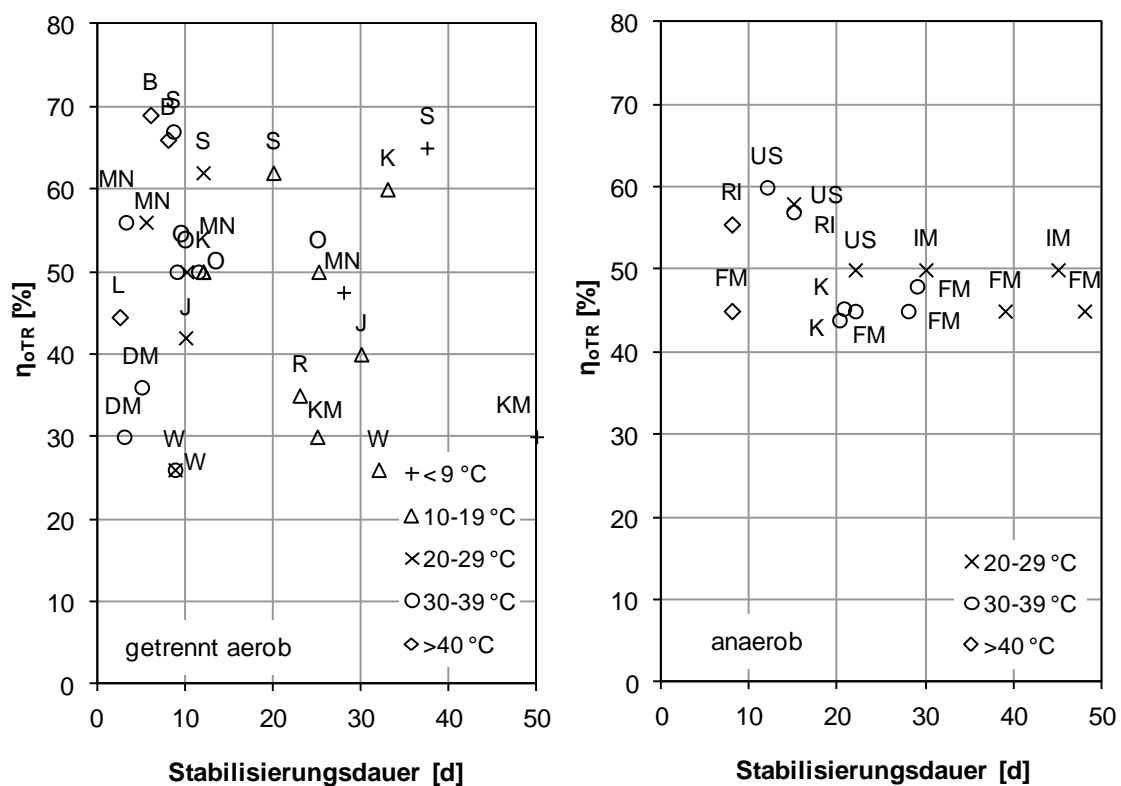


Abbildung 20: Abbaugrad organischer Substanz und Behandlungsdauer bis zur Vollstabilisierung von kommunalen Rohschlämmen unter aeroben (links) und anaeroben Bedingungen (rechts) bei unterschiedlichen Temperaturen nach Autorenangaben (B=Breitenbücher, 1983; DM=Demharter, 1987; FM=Fair u. Moore, 1937; IM=Imhoff, 1936; J=Jaworski et al., 1961; K=Kapp, 1984; K=Kempa, 1969; KM=Koers u. Mavinic, 1977; L=Loll, 1974; M=Morgan, 1994; MN=Müller-Neuhaus, 1971; O=Orth, 2009; R=Rüffer, 1966; RI=Riegler, 1981; S=Soliman, 2004; US=US EPA, 1979; W=Weisbrodt, 1974)

In den im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen unter aerob und anaerob thermophilen Bedingungen als Referenzwerte für die Desinfektion, wurden jeweils Abbaugrade von 40 % (aerob, $t_{TS} = 7,5$ d) und 42 % (anaerob, $t_{TS} = 8,2$ d) erzielt. Entsprechend wird für die Flüssigschlammstabilisierung im aeroben und anaeroben Milieu ein Mindestabbaugrad der organischen Substanz von 40 % angesetzt.

Bei der Klärschlammkompostierung gemeinsam mit organischen Abfällen liegen in der Praxis erzielte Abbaugrade der organischen Substanz bei über 50 % (Fricke et al., 1990). Dieser Richtwert konnte in den eigenen Untersuchungen für einen gleichzeitig hohen Rottegrad nach BGK-Klassifizierung (BGK, 1998) bestätigt werden. Es ist somit davon auszugehen, dass die im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendeten Ausgangsmaterialien bei der Kompostierung entsprechend vollständig stabilisiert wurden.

6.1.3 Restgaspotential $RGP_{35^{\circ}C}$

In der Praxis hat sich gezeigt, dass auch nach anerkannten Regeln der Technik aerob und anaerob stabilisierte Klärschlämme bei der anschließenden Lagerung zum Teil noch ein erhebliches Gasbildungspotential aufweisen können. Vor dem Hintergrund der Änderung gesetzlicher Randbedingungen für die Ablagerung organischer Abfälle in den 1990er Jahren wurden daher gezielt Untersuchungen zur Restgasbildung behandelter Klärschlämme durchgeführt. Ziel der Untersuchungen war die Einschätzung eines möglichen Sicherheitsrisikos für die Deponierung.

Grüning et al. (1997) ermittelten für Faulschlammproben von über 60 Kläranlagen das Gaspotential während 60tägiger mesophiler Nachfaulung im Laborversuch. Insbesondere bei Schlämmen aus Anlagen mit nicht optimaler Betriebsführung (z.B. eingeschränkte Durchmischung und Auftreten von Kurzschlussströmungen) wurde eine erhebliche Restgasmenge ermittelt, die über die gesamte Faulzeit bis zu 50 % des theoretischen Gasertrags des Rohschlammes betrug. Bei der Nachfaulung anaerob stabilisierter Schlämme aus Anlagen ohne Betriebsprobleme wurden nach 21 Tagen Gasmengen unter 100 NL/kg oTR_0 ermittelt. Neuere Untersuchungen von Smidt und Parravicini (2009) bestätigen eine Restgasproduktion von unter 100 NL/kg oTR_0 für anaerob vollstabilisierte Klärschlämme, und setzen eine entsprechend niedrige Gasbildung als Kriterium für den Stabilisierungserfolg an. Drescher und Kapp (1994) bezogen in ihre Restgaspotentialermittlung sowohl aerob als auch anaerob stabilisierte Schlämme ein und bestimmten Gasmengen von 18 bis 72 NL/kg oTR_0 bei 13- bis 28-tägiger mesophiler Nachfaulung.

Für die vergleichenden praktischen Untersuchungen zur aeroben und anaeroben Flüssigschlammstabilisierung im Rahmen der vorliegenden Arbeit erfolgte in Anlehnung an o.a. Studien eine Beurteilung der Restabbaubarkeit im Nachfaulversuch unter mesophilen Bedingungen. Als kritisches Gasbildungspotential $RGP_{35^{\circ}\text{C}}$ für die Vollstabilisierung wurden 100 NL/kg oTR_0 festgelegt.

6.1.4 Gehalt organischer Säuren

Der anaerobe Abbau organischer Klärschlammsubstanz wird im Allgemeinen anhand eines vierstufigen Abbaumodells beschrieben, bei dem nach der Hydrolyse höher molekularer Substanzen in gelöste Bruchstücke eine Umsetzung zu niederen organischen Säuren und Alkoholen bis hin zur Essigsäure erfolgt. Da beim Umbau der organischen Säuren Wasserstoff freigesetzt wird, ist der vollständige anaerobe Abbau zwingend an die Vergesellschaftung wasserstoffverbrauchender Mikroorganismen gebunden, die die Zwischenprodukte in der methanogenen Phase zu Methan und Kohlenstoffdioxid abbauen. Eine Anreicherung organischer Säuren während der Faulung zeugt demnach von einem unvollständigen Prozess, bei dem die säureabbauenden Mikroorganismen nicht in ausreichender Zahl vorhanden sind oder aber ihre Aktivität derart gehemmt ist, dass die Zwischenprodukte nicht hinreichend schnell verarbeitet werden können. Der Gehalt organischer Säuren (angegeben als Essigsäureäquivalent) ist demnach ein Maß für die Güte des Faulprozesses. Aus einer Vielzahl von Untersuchungen sowie aus großtechnischen Erfahrungen hat sich im Langzeitbetrieb eine Konzentration unter 100 mg HAC/L als Kennwert für die Vollstabilisation bewährt (ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1., 1994).

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen erfolgten nach Adaption der Klärschlämme an die verschiedenen Temperaturbedingungen in mehreren Schlammaltern. In Anlehnung an die erzielten Messergebnisse zur Säurekonzentration in den Faulschlämmen ist im Gegensatz zu Langzeituntersuchungen in der großtechnischen Praxis allerdings nicht von einer vollständigen Anpassung der Biozönose an die Milieubedingungen auszugehen. Die Untersuchungsergebnisse zeigten, dass sich der Gehalt organischer Säuren eher zwischen 100 und 200 mg HAC/L einpendelt, bei gleichzeitig geringem Restgaspotential (vgl. Kapitel 7.1.3.). Daher wird als Zielwert für die Faulversuche eine Säurekonzentration von kleiner 200 mg HAC/L im stabilisierten Schlamm angesetzt. Aufgrund der verschiedenartigen Abbauprozesse bei der Stoffumsetzung unter Sauerstoffzufuhr, spielt dieser Kennwert bei der Beurteilung der aeroben Stabilisierung keine Rolle.

6.2 Definition von Behandlungszielen für die Kalkbehandlung

Ziel der Klärschlammbehandlung mit Kalk ist die Hemmung biologischer Aktivität, so dass kein weitergehender Abbau organischer Schlammfeststoffe möglich ist. Ein „echter“ Stoffumsatz wie bei der biologischen Behandlung findet hierbei nicht statt, so dass Beurteilungskriterien zur Charakterisierung des Abbaugeschehens nicht angesetzt werden können. Die pH-Wert-Erhöhung bei Brannt- oder Löschkalkzugabe zum Klärschlamm bewirkt zudem, dass pathogene Keime inaktiviert werden, wobei die Desinfektionswirkung bei der Zugabe von Branntkalk durch die Freisetzung von Reaktionswärme noch verstärkt werden kann. Somit dient die Kalkbehandlung vordergründig der weitestgehenden Desinfektion. Diese ist neben der positiven Wirkung auf die Entwässerung auch als primäres Behandlungsziel zu sehen.

Die Inaktivierung von Wurmeiern ist dabei von wesentlicher humanpathologischer Relevanz, zumal sie anders als Bakterien oder Viren gegenüber einer Vielzahl von Maßnahmen zur Reduktion pathogener Mikroorganismen in Klärschlämmen resistent sind (Bitton, 2005). Aufbringungsvorschriften für die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung vieler Länder beinhalten daher auch Grenzwerte zur zulässigen Wurmeikonzentration im Klärschlamm. Diese gelten im Allgemeinen als Orientierungswerte dafür, dass gleichzeitig weitere pathogene Keime maßgeblich reduziert werden und schließlich von einer seuchenhygienischen Unbedenklichkeit des behandelten Schlammes ausgegangen werden kann.

Untersuchungen von Strauch et al. (1983), Bolanz et al. (1988), Strauch (1998), und Schirm (2005) haben gezeigt, dass bereits die kurzfristige Anhebung des pH-Wertes über 12,5 zur Abtötung von u.a. Salmonellen, Colibakterien und ausgewählten Indikatorviren ausreicht. Die Entwicklungsfähigkeit von Spulwurmeiern wurde allerdings nicht langfristig gehemmt. Hierfür ist nach Schirm (2005) eine Kombination von pH-Werten größer 12 und Temperaturen im Klärschlamm-Kalk-Gemisch von über 50 °C für mehrere Stunden einzuhalten, wie sie durch eine an die Klärschlammqualität angepasste Zugabe von Branntkalk erzielt werden kann. Die Ergebnisse von Schirm werden in Untersuchungen von Capizzi-Banas et al. (2004) bestätigt, die als Schwelle für die Inaktivierung von Ascaris-Eiern in Klärschlämmen bei Temperaturen von 50 bis 54 °C, 0,75 bis 2 Stunden angeben. Erreicht die Temperaturerhöhung bei der Branntkalkzugabe nicht die Inaktivierungsschwelle von 50 °C für eine entsprechende Zeitdauer, so ist nach Schirm (2005) eine zweimonatige Lagerung des Klärschlamm-Branntkalk-Gemischs bei konstant hohen pH-Werten notwendig. Erst dann erreiche die Inaktivierungsrate die Nachweisgrenze. Andere Autoren empfehlen

eine bis zu dreimonatige Lagerungs- und damit Wirkzeit, bis der Klärschlamm als seuchenhygienisch unbedenklich gilt (z.B. Storm et al., 1981; Eriksen et al., 1995; Böhm, 1999).

Bei der Löschkalkbehandlung hingegen ist eine kurzfristige Inaktivierung von Wurmeiern ohne Langzeitlagerung bei konstant hohen pH-Werten nach Untersuchungen von Capizzi-Banas et al. (2004) ebenfalls nur durch zusätzliche Erwärmung des Mischguts auf thermophile Temperaturen zu erreichen. Ergebnisse verschiedener Studien mit künstlich angeimpften Schlämmen kommen zu dem Ergebnis, dass auch bei der Löschkalkbehandlung pH-Werte über 12 für drei Monate eine vollständige Inaktivierung von *Ascaris* bewirken und somit als Verfahrensziel angesetzt werden sollten (Schuh et al., 1984; ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2, 1988b; Gaspard et al., 1997; Strauch, 1998).

Vor diesem Hintergrund werden in der vorliegenden Arbeit für die Untersuchungen zur Kalkbehandlung die in Tabelle 23 aufgeführten Behandlungskriterien angesetzt. Eine Erfolgskontrolle wird über die Bestimmung des Fäkalindikators *E. Coli* gewährleistet. Die Pflanzenverträglichkeit der Klärschlamm-Kalk-Gemische wird im Kresstest ermittelt.

Tabelle 23: Kriterien für die Klärschlammbehandlung mit Kalk

Verfahren	Kriterium
Brantkalkbehandlung	<ul style="list-style-type: none"> pH $12,5 \pm 0,3$ bei Lagerung über mindestens drei Monate (pH-Kriterium) bzw. pH $12,5 \pm 0,3$ und $T > 55\text{ °C}$ für mindestens zwei Stunden (Temperaturkriterium)
Löschkalkbehandlung	<ul style="list-style-type: none"> pH $12,5 \pm 0,3$ und Lagerung über mindestens drei Monate (pH-Kriterium)

6.3 Definition von Behandlungszielen für die natürliche Klärschlamm-entwässerung und -trocknung

Bei der natürlichen Entwässerung von Klärschlämmen in Trocken- oder Pflanzenbeeten sowie der solaren Trocknung steht die Reduzierung des Schlammvolumens im Vordergrund. Daher sind diese Verfahren auch im Allgemeinen vorteilhafter bei der Verwendung stabilisierter Schlämme, bei deren Stapelung unkontrollierte Abbauvorgänge minimiert sind. Eine Rohschlammbehandlung hingegen kann erhebliche Geruchsemissionen und Insektenprobleme hervorrufen (Albertson et al, 1991; Goncalves et al., 2007).

Übliche Endfeststoffgehalte bei der Behandlung flüssiger Klärschlämme in großtechnischen bepflanzten und unbepflanzten Trockenbeeten liegen bei 200

bis 400 kg TR/m³ (Pauly und Zöllner, 2002; Tchobanoglous et al., 2003). Bei der solaren Trocknung wird eine Volltrocknung angestrebt, die allerdings vor allem in gemäßigten Klimaten in den Wintermonaten oftmals nur durch Unterstützung von Fremdwärme erreicht werden kann (Bux und Baumann, 2003).

Da bei der natürlichen Entwässerung und Trocknung selbst in Schilfbeeten, für die in geringen Maßen eine weiterführende Mineralisation der organischer Substanz beschrieben wird (Reinhofer, 2004; Jordan, 2006), keine gezielte Stoffumwandlung erfolgt, sind Parameter zur Charakterisierung des Abbauverhaltens zur Beurteilung des Behandlungsfortschritts nicht zielführend.

Die praktischen Untersuchungen zur natürlichen Entwässerung und Trocknung im Rahmen der vorliegenden Arbeit haben daher vielmehr zum Ziel, den Einfluss der Umgebungsbedingungen auf den Wasseraustrag zu quantifizieren. Als Behandlungskriterien werden die in Tabelle 24 aufgeführten Entwässerungs- bzw. Trocknungsziele in Anlehnung an großtechnische Erfahrungen angesetzt. Diese Behandlungskriterien bilden darüber hinaus die Grundlage für die Ermittlung der zulässigen Feststoffflächenbelastungen natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren, die mit Hilfe von Prozess- und Klimadaten für verschiedene Randbedingungen abgeleitet werden können.

Vor dem Hintergrund steigender Ansprüche an die Desinfektion stofflich verwerteter Klärschlämme werden auch in den entwässerten bzw. getrockneten Klärschlämmen die Konzentration an E. Coli bestimmt. Die Pflanzenverträglichkeit wird im Pflanzversuch mit Kresse getestet.

Tabelle 24: Behandlungskriterien für die natürliche Klärschlamm-entwässerung und -trocknung

Verfahren	Kriterium
Trockenbeetentwässerung	<ul style="list-style-type: none"> Entwässerung flüssigen Klärschlammes mit $TR_0 \leq 50 \text{ kg/m}^3$ auf $TR_{\text{end}} \geq 300 \text{ kg/m}^3$
Klärschlammvererdung	<ul style="list-style-type: none"> Entwässerung flüssigen Klärschlammes mit $TR_0 \leq 50 \text{ kg/m}^3$ auf $TR_{\text{end}} \geq 300 \text{ kg/m}^3$
Solare Trocknung	<ul style="list-style-type: none"> Trocknung entwässerten Klärschlammes von $TR_0 \leq 200 \text{ kg/m}^3$ auf $TR_{\text{end}} \geq 700 \text{ kg/m}^3$

7 Ergebnisse der Untersuchungen zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf den Stoffumsatz

7.1 Biologische Klärschlammstabilisierung

Biologische Prozesse gelten im Allgemeinen als wesentlich von der Temperatur beeinflusst. Andere Klimafaktoren sind für die technischen Systeme zur biologischen Stabilisierung eher vernachlässigbar. In den folgenden Kapiteln wird daher gezielt der Einfluss der Umgebungstemperatur auf den Umsatz der organischen Substanz und der Nährstoffe sowie die Desinfektion bei der aeroben und anaeroben Stabilisierung untersucht. Eine Ableitung und Quantifizierung grundlegender temperaturinduzierter Effekte auf das Abbaugeschehen ist allerdings nur dann zulässig, wenn ein substratspezifischer Einfluss so gering wie möglich ausfällt.

Für die Versuche unter aeroben und anaeroben Bedingungen ist daher zunächst abzuklären, inwiefern Schwankungen in der Zusammensetzung des verwendeten Rohschlamms Auswirkungen auf den Stoffumsatz ausüben.

7.1.1 Einfluss der Klärschlammbeschaffenheit auf die aerobe und anaerobe Flüssigschlammstabilisierung

Ziel der nachfolgenden Ausführungen ist die Beantwortung der grundlegenden Frage, ob die Zusammensetzung der im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendeten Klärschlämme einen signifikanten Einfluss auf den Stabilisierungsprozess ausübt oder aber eine übergeordnete Berücksichtigung des Prozessparameters Temperatur bei der Aus- und Bewertung der Versuchsergebnisse zulässig ist. Die prinzipielle Einflussnahme der Klärschlammzusammensetzung auf die aerobe und anaerobe Stabilisierung ist in der Literatur weitreichend beschrieben. Insgesamt lassen sich aus der Vielzahl an Einzeluntersuchungen die im Folgenden dargestellten wichtigsten Kernaussagen ableiten.

Für die aerobe Stabilisierung ist bekannt, dass insbesondere die Konzentration organischer Feststoffe einen wesentlichen Einfluss auf die Belüftungszeit ausübt. Innerhalb eines erheblichen Streubereichs nimmt nach frühen Untersuchungen von Eickhoff (1969) die Behandlungsdauer mit dem Anfangsgehalt an organischen Feststoffen unter hiesigen Klimabedingungen in etwa linear zu. Die Spannbreite der organischen Feststoffgehalte im Ausgangsmaterial der zugrundeliegenden Untersuchungen ist mit 5 bis 34 kg TR/m³ allerdings erheblich gegenüber den eigenen Versuchsansätzen (vgl. Kapitel 4.2). Ludovice (2006)

bestätigt den Zusammenhang zwischen organischem Feststoffgehalt und der Stabilisierungsdauer prinzipiell auch für wärmere Klimate.

Für die anaerobe Klärschlammstabilisierung wurden insbesondere in den Arbeiten von Inden (1977), Kapp (1984) und Roediger et al. (1990) grundlegende Zusammenhänge zwischen Klärschlammzusammensetzung und anaerober Abbautätigkeit respektive Gasproduktion hergeleitet, die bis heute auch in deutlich aktuelleren Untersuchungen zitiert werden. Kapp (1984) wies in seinen Versuchsreihen nach, dass der Abbaugrad der organischen Substanz von Art und Herkunft der Klärschlämme abhängt, die Konzentration an Feststoffen (untersuchter Bereich: 9 bis 90 kg TR/m³) bzw. organischer Substanz allerdings keinen signifikanten Einfluss auf die Abbaubarkeit und die Behandlungsdauer ausübt. Der Autor erklärt seine Beobachtungen damit, dass zwar mit steigendem Feststoffgehalt die Bakterienpopulation proportional steige und somit die volumenspezifische Abbauleistung theoretisch zunehmen müsse, allerdings gleichzeitig eine Verlangsamung des Stofftransports bei Erhöhung der Viskosität eintrete.

Für die Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist sowohl für die aerobe als auch die anaerobe Stabilisierung keine Abhängigkeit der Behandlungsdauer bis zu den in Kapitel 6.1 hergeleiteten Behandlungszielen aufzeigbar. Abbildung 21 zeigt exemplarisch, dass zwischen der Behandlungsdauer bis zu einem Mindestabbaugrad $\eta_{\text{TR}} = 40 \%$ im aeroben bzw. anaeroben Milieu und der Konzentration organischer Feststoffe im Rohschlamm kein Zusammenhang dargestellt werden kann. Auch für die Anfangskonzentration an CSB, BSB oder aber den Glühverlust im Rohschlamm ist kein Einfluss auf die Behandlungsdauer nachweisbar. Diese Beobachtung gilt gleichermaßen für die anderen in Kapitel 6.1 aufgeführten Behandlungsziele der aeroben und anaeroben Stabilisierung (ohne Abbildung).

Bei der anaeroben Stabilisierung übt die chemische Zusammensetzung der Rohschlämme jedoch nachweislich einen eindeutigen Effekt auf Menge und Zusammensetzung des Faulgases aus. Da Primärschlamm in der Regel einen höheren Fettanteil aufweist, ist beispielsweise das Gaspotential höher als bei der Vergärung eiweißreicher Belebtschlämme, während der Methananteil geringer ist (Roediger et al., 1990). Demzufolge wäre die Gasproduktion in Rohschlämmen als Gemische aus Überschuss- und Primärschlämmen, wie sie auch im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendet wurden, mit höherem Primärschlammanteil größer. Diese vermehrte Gasproduktion mit steigendem Primärschlammanteil konnte in den eigenen Untersuchungen bei 35 und 30 °C Faultemperatur ebenfalls beobachtet werden (Abbildung 22).

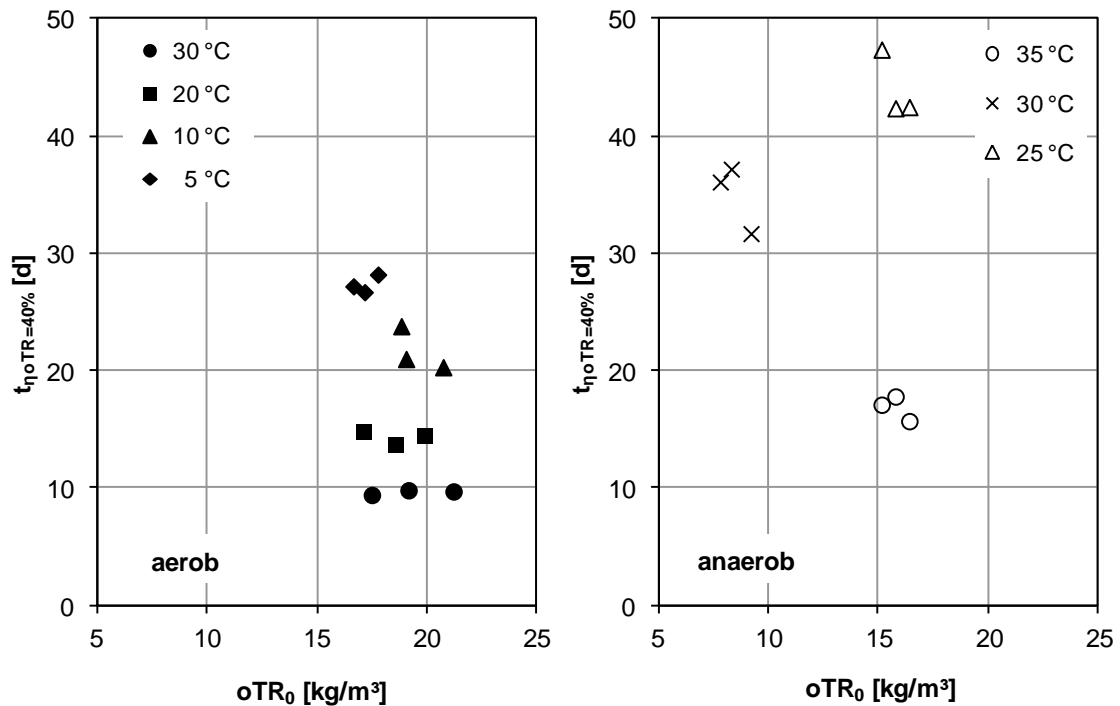


Abbildung 21: Abhängigkeit der Belüftungs- (links) und Faulzeit (rechts) von der Konzentration zugeführter organischer Substanz (Kriterium $\eta oTR = 40\%$)

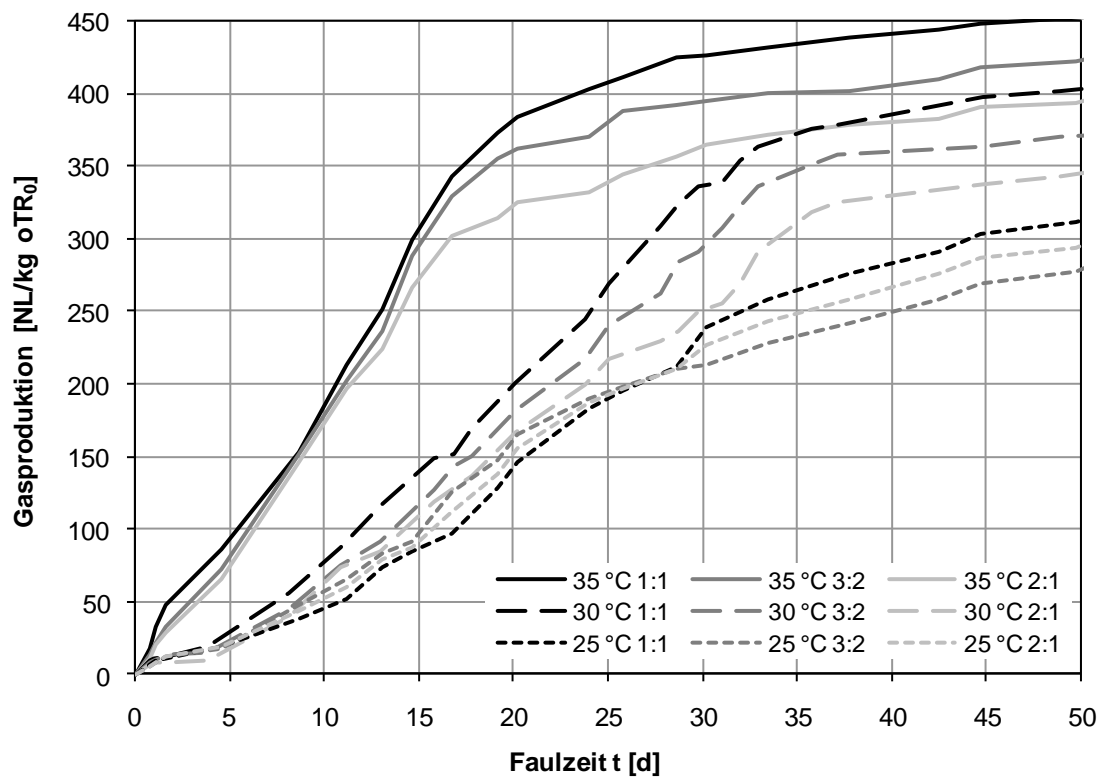


Abbildung 22: Gasproduktion der verschiedenen Schlammgemische (ÜS:PS) bei mesophilen Faultemperaturen

Zusammenfassend ergeben sich somit folgende Schlussfolgerungen für die Auswertung der Ergebnisse zur aeroben und anaeroben Stabilisierung:

- Für die verwendeten Klärschlämme ist kein Zusammenhang zwischen Schlammqualität und aerober oder anaerober Abbauleistung aufzeigbar, wenn die notwendigen Stabilisierungszeiten für die in Kapitel 6.1 hergeleiteten Beurteilungskriterien angesetzt werden. Der Schwankungsbereich der stofflichen Zusammensetzung der Rohschlämme liegt zudem deutlich unterhalb des Bereichs für den in der Literatur eindeutige Abhängigkeiten auf das Abbaugeschehen nachgewiesen werden konnten.
- Bei der anaeroben Behandlung ist lediglich ein Einfluss der Klärschlammzusammensetzung auf die Faulgasmenge nachweisbar. Die Abbaubarkeit des Substrates bleibt unbeeinflusst.

Damit kann der Einfluss der Schlammzusammensetzung auf das Abbaugeschehen innerhalb des vorliegenden Schwankungsbereichs in den nachfolgend dargestellten Ergebnissen weitestgehend unberücksichtigt bleiben. Eine gezielte Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Umgebungstemperatur und Abbauleistung wird somit möglich. Für die praktischen Versuche muss die Klärschlammbeschaffenheit somit nicht künstlich vereinheitlicht werden.

7.1.2 Getrennt aerobe Schlammstabilisierung

Die Ergebnisse der praktischen Untersuchungen in Klimakammern mit drei Rohschlammgemischen unter Variation der Umgebungstemperatur werden im Folgenden im Hinblick auf die Temperaturabhängigkeit des Stoffumsatzes dargestellt und diskutiert. Dabei werden im Einzelnen der Nährstoffumsatz anhand der Parameter organische Substanz, CSB bzw. BSB₅ und Stickstoff betrachtet. Aufbauend auf diesen Ergebnissen wird die notwendige Behandlungsdauer bis zur Vollstabilisation abgeleitet. Für den Stoffabbau bis zum „Stabilisierungsendpunkt“ kann schließlich der Sauerstoff- bzw. Luftbedarf sowie die Schlammwasserqualität im Falle einer nachgeschalteten mechanischen Entwässerung angegeben werden. Für den behandelten Klärschlamm erfolgt die Beurteilung des Desinfektionserfolges sowie der Pflanzenverträglichkeit (Abbildung 23).

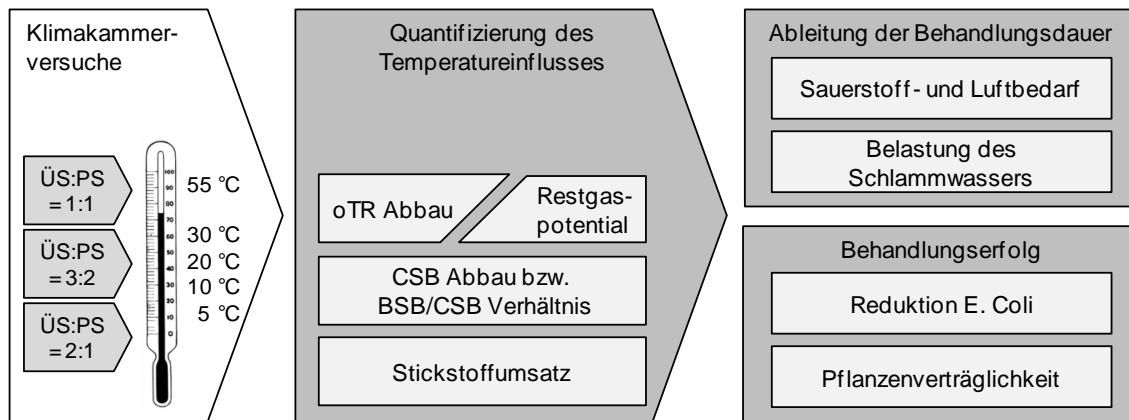


Abbildung 23: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur getrennt aeroben Stabilisierung

7.1.2.1 Quantifizierung des Temperatureinflusses auf den Nährstoffumsatz

Über die Belüftungszeit nehmen sowohl der organische Feststoffanteil als auch der Umsatz organischer Kohlenstoffverbindungen (gemessen als CSB) ab, wobei unter allen untersuchten Temperaturbedingungen eine anfänglich schnelle Mineralisation vermutlich leicht verfügbarer, extrazellulärer Substrate und schließlich ein langsamerer Abbau der Zellsubstanz zu beobachten ist.

Sowohl die Versuchsdaten zum Abbau der organischen Feststoffe als auch des CSBs lassen sich dabei durch kinetische Abbaufunktionen erster Ordnung mit Korrelationskoeffizienten größer 0,97 sehr gut approximieren. Abbildung 24 (links) veranschaulicht die prozentuale Abnahme der organischen Feststoffe bezogen auf den Anfangsgehalt, die sich Maximalwerten von $\eta_{oTR} = 53$ bis 58 % annähert. Der Abbaugrad des CSBs (Abbildung 24, rechts) erreicht Maximalwerte von $\eta_{CSB} = 62$ bis 69 % über die sieben- bzw. fünfwöchige Probenahmezeit. Damit ist mit steigender Temperatur eine schnellere, gleichermaßen auch eine weitergehende Mineralisation der organischen Substanz sowie des CSBs zu beobachten.

Nach 28-tägiger Belüftungsdauer wurde in allen Versuchsansätzen das Restgaspotential bei nachfolgender vierwöchiger Faulzeit unter mesophilen Bedingungen ermittelt. Für die bei 30 und 20 °C aerob behandelten Schlämme ergeben sich Gaspotentiale von deutlich unter 100 NL/kg oTR_0 . Bei den niedrigeren Behandlungstemperaturen hingegen beträgt das Gaspotential nach 28 Tagen zwischen 100 und 200 NL/kg oTR_0 . Abbildung 25 stellt den Zusammenhang zwischen ermittelten Gasvolumina bei der Nachfaulung und erreichtem Abbaugrad der organischen Substanz nach Abbruch der Belüftungszeit dar. Für eine Restgasproduktion unterhalb von 100 NL/kg oTR_0 als Stabilisierungskriterium

gemäß Kapitel 6.1.3 ist demnach ein Abbau von etwa 46,5 % der organischen Feststoffmasse nötig.

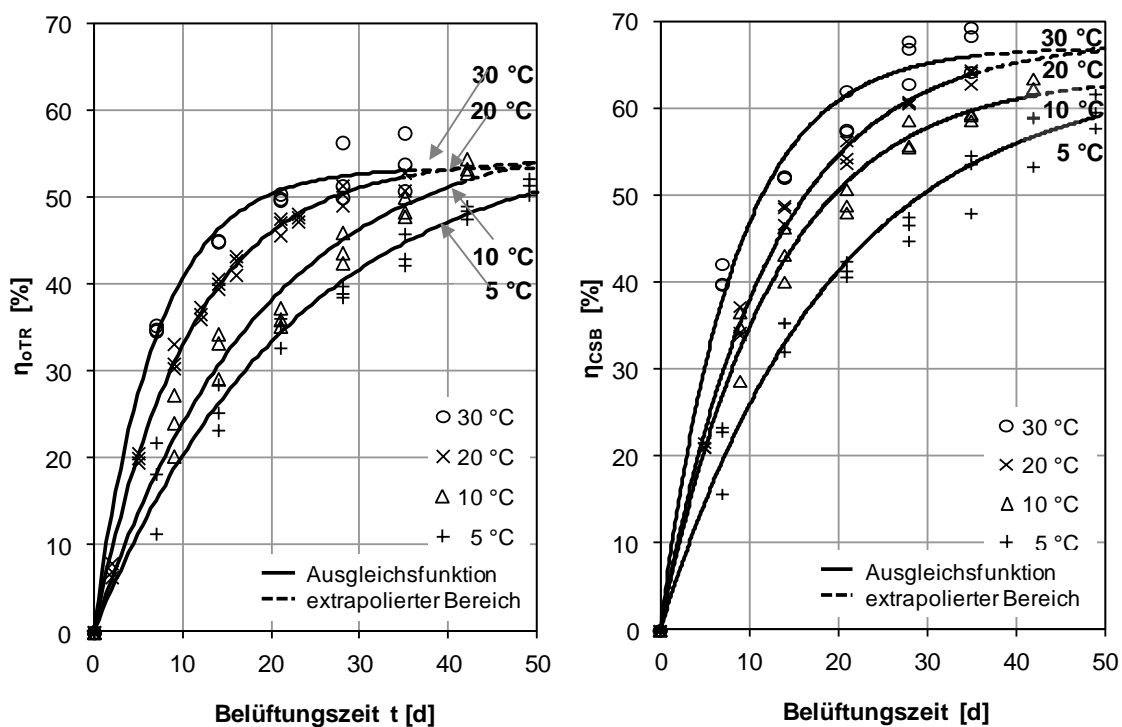


Abbildung 24: Abbaugrad der organischen Substanz (links) und des CSBs (rechts) in Abhängigkeit der Belüftungszeit für verschiedene Temperaturen

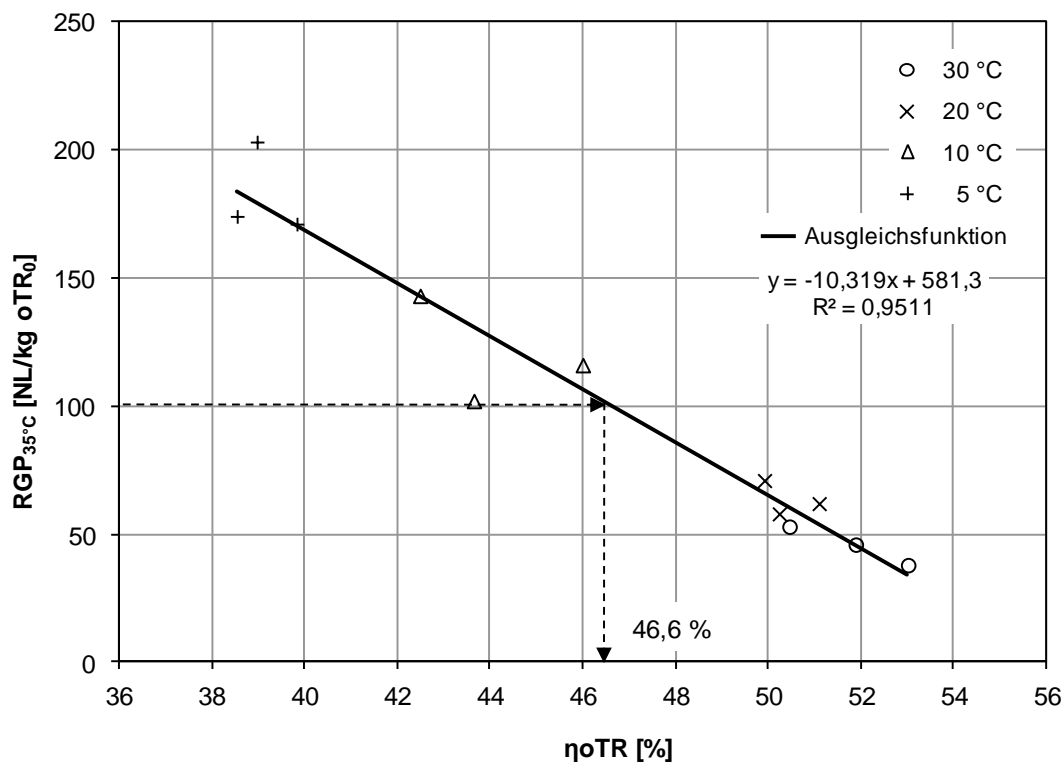


Abbildung 25: Zusammenhang zwischen Restgaspotential $RGP_{35^{\circ}C}$ nach 28 Tagen Belüftungszeit und abgebauter organischer Feststoffmasse

Mit der Temperaturabhängigkeit des Abbaus organischer Feststoffe und des CSBs vergleichbare Tendenzen ergeben sich auch für die BSB_5 -Messwerte bei den einzelnen Behandlungstemperaturen über den Versuchszeitraum, sowie für das BSB_5 :CSB-Verhältnis (Abbildung 26). Nehmen die nach fünf Tagen biologisch abbaubaren organischen Verbindungen im Rohschlamm noch 46 bis 57 % ein, so wird ihr Anteil über die Versuchszeit bei allen Temperaturen und Klärschlamm-mischungen auf 12 bis 16 % reduziert. Dabei sinkt das BSB_5 :CSB-Verhältnis bei höheren Temperaturen bereits nach kürzerer Belüftungszeit als bei kälteren Umgebungsbedingungen.

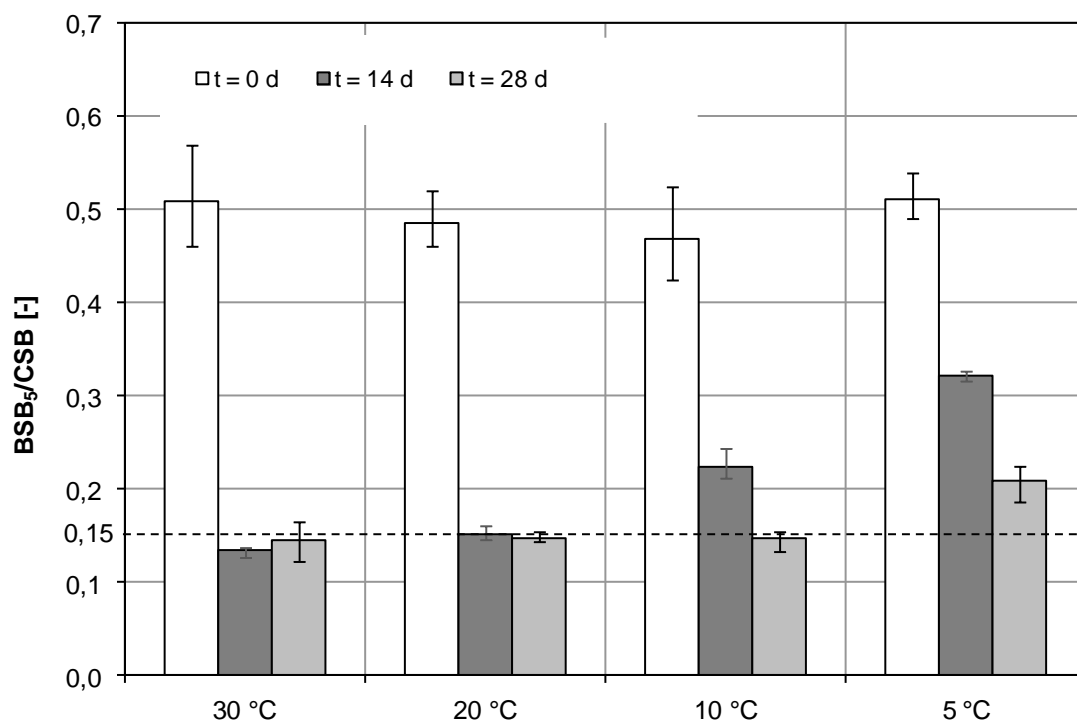


Abbildung 26: BSB_5 :CSB-Verhältnis zu ausgewählten Probenahmezeitpunkten bei verschiedenen Temperaturen (Mittelwerte der drei ÜS:PS-Gemische)

Die begleitende Nährstoffanalytik während der vier- bzw. bei den niedrigen Temperaturen sechs- und siebenwöchigen Versuchsdurchläufen umfasste zusätzlich auch die Kjeldahl- und Ammoniumstickstoffgehalte. Nitrit und Nitrat hingegen konnten aufgrund der starken Schlammwasserfärbung trotz entsprechender Probenvorbereitung nicht photometrisch bestimmt werden.

Die Konzentration an organischem Stickstoff als Differenz von Kjeldahl- zu Ammoniumstickstoff schwankte bei den einzelnen Probennahmen beträchtlich, sank aber tendenziell bei allen Temperaturen. Abbildung 27 stellt den berechneten Abbaugrad für die organischen Stickstoffverbindungen dar. Im mesophilen Temperaturbereich werden im Mittel rund 35 % des organischen Stickstoffs

über den vierwöchigen Versuchszeitraum reduziert, im psychophilen Bereich rund 25 % in gleicher Zeit.

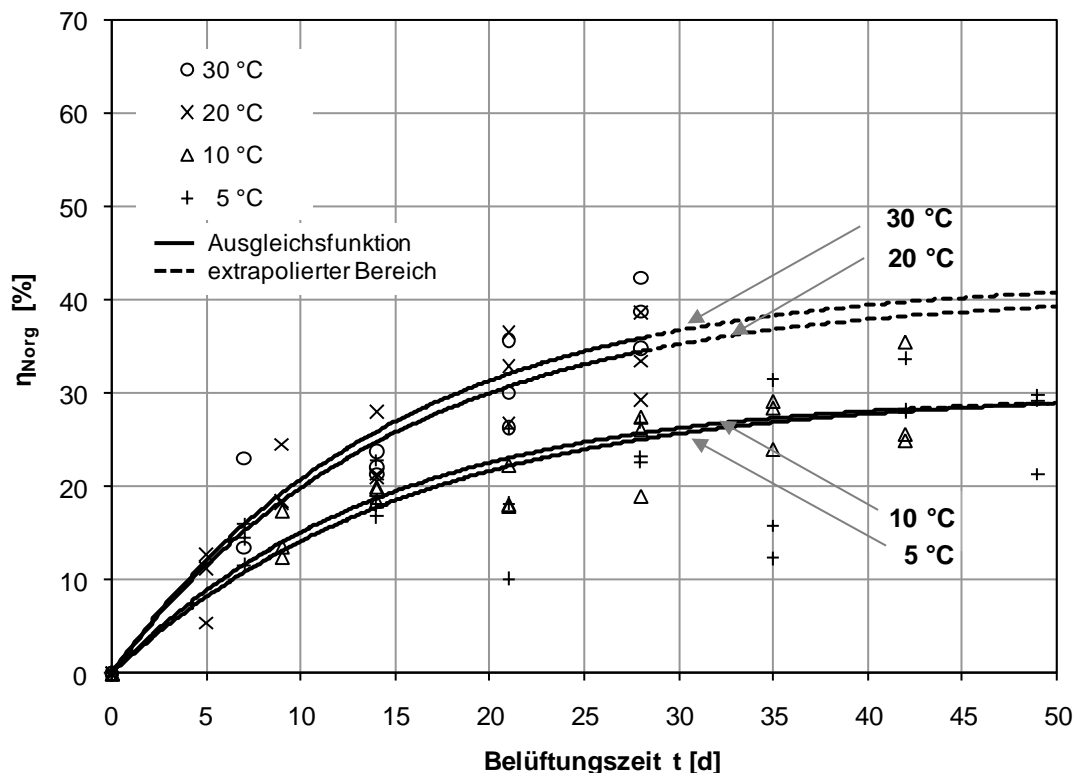


Abbildung 27: Abbaugrad des organischen Stickstoffs in Abhängigkeit der Belüftungszeit für verschiedene Temperaturen

Es ist zu vermuten, dass während der Belüftung mineralischer Stickstoff aus organischen Verbindungen als $\text{NH}_4\text{-N}$ freigesetzt wurde. Der Anteil des Ammoniumstickstoffs am Kjeldahlstickstoff in den Rohschlammern betrug in allen Versuchsansätzen weniger als 10 %. Während der Belüftungszeit sank die Ammoniumstickstoffkonzentration bei den einzelnen Temperaturen bereits innerhalb einer Woche bis zur ersten Probenahme in allen Ansätzen auf Werte kleiner 5 % der Ausgangskonzentration (entspricht 2,6 mg/L). Es besteht somit die Möglichkeit, dass sowohl das zu Beginn vorliegende als auch das aus der Ammonifikation organischer Stickstoffverbindungen nachgelieferte Ammonium nahezu vollständig nitrifiziert wurde. Aufgrund fehlender Nitrat- und Nitritmessdaten kann die Oxidation der löslichen Stickstoffverbindungen nicht mit Messwerten belegt werden. Rein rechnerisch ergäben sich allerdings bei der Bilanzierung der Stickstofffraktionen im Mittel über alle Versuchsansätze zu nitrifizierende Stickstoffkonzentrationen von 440 und 620 mg/L bei 30 bzw. 20 °C über vier Wochen, von 380 und 290 mg/L bei 10 bzw. 5 °C über sechs und sieben Wochen. Einen weiteren Erklärungsansatz für die Ammoniumstickstoffverluste liefert das kontinuierliche Einleiten von Luft in den Klärschlamm,

mit dem Ammonium in Form von Ammoniak aus wässrigen Lösungen gestrippt werden kann. Dabei bestimmen sowohl der pH-Wert als auch die Temperatur das Dissoziationsgleichgewicht von Ammonium und Ammoniak und damit auch die Stickstoffverluste. In den einzelnen Versuchsansätzen lagen die pH-Werte über die Belüftungszeit maximal bei 7,8. Bei diesem pH-Wert beträgt der Ammoniakanteil bei 30 °C theoretisch bereits 15 %, während bei 5 °C fast ausschließlich Ammonium vorliegt (Rautenbach et al., 1995). Damit kann ein Teil der Ammoniumverluste zumindest bei den hohen Untersuchungstemperaturen auch der Strippung zugeordnet werden.

Zusammenfassend lässt sich die Temperaturabhängigkeit des Nährstoffumsatzes bei der getrennt aeroben Stabilisierung anhand des Arrheniuszusammenhangs quantifizieren. Die Funktionsparameter der Versuchsdatenanpassung an kinetische Ausgleichsfunktionen erster Ordnung liefern die temperaturspezifischen Reaktionskoeffizienten für den Abbau der organischen Substanz und für den CSB im Schlamm (vgl. Versuchsdatenfit in Abbildung 24). Die Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen sind im Anhang aufgeführt. Da sich für die Gehalte an Ammoniumstickstoff keine zeitabhängigen Konzentrationsabläufe abbilden lassen – bereits bei den ersten Probenahmen war der Ammoniumstickstoff vollständig umgesetzt bzw. ggf. gestrippt – kann für die Nitrifikation keine sinnvolle reaktionskinetische Beschreibung erfolgen.

Werden die Reaktionskoeffizienten der Ausgleichsfunktionen für den Abbau der organischen Feststoffe und des CSBs im Arrheniusplot linearisiert, so können der Temperaturkoeffizient θ bestimmt und die einzelnen Terme der Arrheniusfunktion angepasst werden (vgl. Kapitel 4.5.3). Für den Umsatz der organischen Substanz und des CSBs bei der aeroben Schlammstabilisierung ergeben sich damit übergeordnet für alle Klärschlammgemische die folgenden Ausdrücke für die Temperaturabhängigkeit:

$$k_{oTR}(T) = k_{oTR,30} \cdot 1,043^{(T-30)}$$

$$k_{CSB}(T) = k_{CSB,30} \cdot 1,031^{(T-30)}$$

Die Reaktionskonstanten für den Umsatz der organischen Feststoffe sowie für den CSB nehmen demnach um 4,3 bzw. 3,1 % pro Grad Temperatursteigerung zu. Tabelle 25 führt die Koeffizienten, die sich aus der Anpassung der Versuchsdaten an kinetische Abbaufunktionen erster Ordnung ergeben, sowie diejenigen nach dem Arrheniusmodell zum Vergleich auf.

Tabelle 25: Reaktionskoeffizienten für den Umsatz organischer Feststoffe und des CSBs nach Versuchsdaten (kursive Schrift: kinetische Ausgleichsfunktionen über alle Versuchsansätze) und nach der Arrheniusfunktion (Standardschrift)

	5 °C	10 °C	20 °C	30 °C	Korrelation
k_{oTR}	<i>0,044</i>	<i>0,058</i>	<i>0,094</i>	<i>0,143</i>	
[1/d]	0,049	0,061	0,094	0,143	0,993
k_{CSB}	<i>0,050</i>	<i>0,079</i>	<i>0,087</i>	<i>0,119</i>	
[1/d]	0,055	0,064	0,088	0,119	0,900

Für die ermittelten Reaktionskoeffizienten nach dem kinetischen Modell und der Arrheniusfunktion errechnet sich ein Korrelationskoeffizient von 0,993 für den Umsatz der organischen Feststoffmasse und von 0,900 für den CSB-Abbau. Insgesamt ist somit festzustellen, dass die Temperaturabhängigkeit des Stoffumsatzes bei der getrennt aeroben Stabilisierung für diese Parameter anhand des Arrhenius-Zusammenhangs hinreichend beschrieben werden kann. Auffällig ist, dass das Arrheniusmodell allerdings insbesondere den CSB-Abbau bei 10 °C deutlich unterschätzt. Die in der Literatur veröffentlichten sehr guten Korrelationen zwischen Versuchs- und Modelldaten für den CSB-Abbau bei der aeroben Abwasserreinigung von über 98 % auch bei großen Spannweiten der untersuchten Temperaturen (vgl. Grube, 2009), sind für die aerobe Schlammstabilisierung nicht darstellbar.

Reaktionskoeffizienten aus der Literatur zur Kinetik des aeroben Abbaus organischer Feststoffe und des CSBs im Klärschlamm zeigen eine deutlich höhere Spannweite als diejenigen aus den eigenen Untersuchungen im gleichen Temperaturbereich von 5 bis 30 °C (vgl. Tabelle 26 und Abbildung 28). Die Unterschiede in den Untersuchungsergebnissen anderer Autoren sind vermutlich zum Einen der Klärschlammherkunft (Betriebsbedingungen der Kläranlagen, Art der Abwasserreinigung) zum Anderen der Versuchsdurchführung zuzuschreiben. Zu beachten ist, dass in den Studien mit kontinuierlichen Versuchen keine konstanten Zulaufbedingungen eingestellt werden konnten, so dass den unter diesen Bedingungen ermittelten Reaktionskonstanten streng genommen keine stationären Verhältnisse zugrunde liegen. Im Allgemeinen wird von einzelnen Autoren auf einen exponentiellen Zusammenhang zwischen Reaktionskoeffizienten und Temperatur hingewiesen. Dieser lässt sich ebenfalls für die eigenen Reaktionskoeffizienten aus der Versuchsdaten Anpassung bzw. dem Arrheniusmodell darstellen (vgl. Abbildung 28).

Tabelle 26: Reaktionskoeffizienten für den Abbau organischer Feststoffe und CSB nach Literaturangaben

	5 °C	10 °C	20 °C	30 °C	Quelle
k_{OTR} [1/d]	k.A.	0,02	0,06 - 0,10	0,18 - 0,20	Benedek et al. (1969), Batchversuche
	0,007 - 0,010	0,014 - 0,020	0,038 - 0,070	k.A.	Koers (1979), kontinuierliche Versuche
	k.A.	0,013 - 0,015	0,013 - 0,028	k.A.	Jenkins (1988), kontinuierliche Versuche
	0,004 - 0,007	0,004 - 0,01 ¹⁾	0,011 - 0,0125	k.A.	Anderson u. Mavinic (1992), semi-kontinuierl. Versuche
	k.A.	0,08 - 0,09	0,09 - 0,11	0,13 - 0,18	Nosrati et al. (2006), Batchversuche
k_{CSB} [1/d]	k.A.	k.A.	0,065	k.A.	Benedek et al. (1969), Batchversuche
	k.A.	0,03	0,105	0,17	US EPA (1981), kontinuierliche Versuche

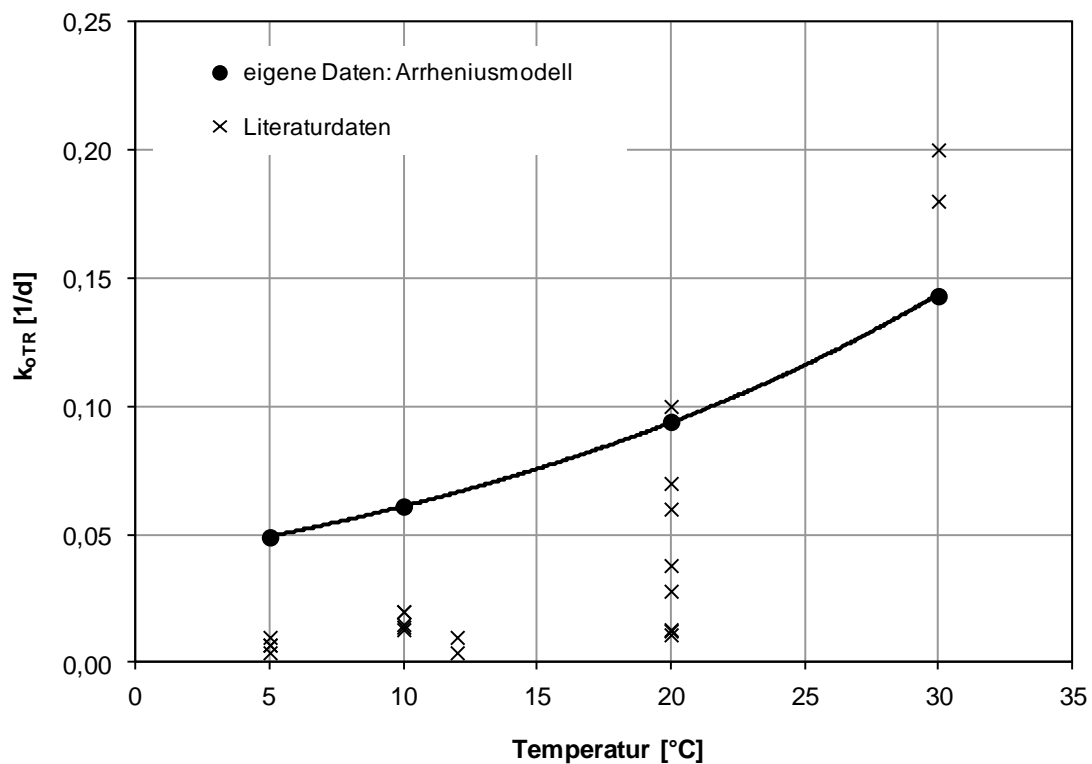
¹⁾ für 12 °C

Abbildung 28: Reaktionskoeffizienten für den Abbau organischer Feststoffe nach eigenen Untersuchungen und nach Literaturangaben

7.1.2.2 Ableitung der Behandlungsdauer

Aus den Daten zum Nährstoffumsatz lässt sich die notwendige Behandlungsdauer bis zum Erreichen der in Kapitel 6.1 diskutierten Behandlungsziele ableiten. Die hohe Datendichte für die Feststoffmasse über den Versuchsverlauf erlauben eine exakte Angabe der notwendigen Behandlungsdauer bis zu einem Abbaugrad $\eta_{\text{oTR}} \geq 40\%$ anhand kinetischer Ausgleichsfunktionen für die einzelnen Versuchsansätze. Die Behandlungsdauer zum Einhalten des Restgaskriteriums ergibt sich aus der notwendigen Belüftungszeit, bei der in Anlehnung an Abbildung 25 46,5 % der organischen Substanz abgebaut sind. Da die BSB₅-Messungen in höheren Zeitabständen genommen werden mussten (Wochenrhythmus), wäre eine Versuchsdatenapproximation mit kinetischen Ausgleichsfunktionen aufgrund der Datenlücken insbesondere während der ersten Versuchstage bei höheren Behandlungstemperaturen mit großen Unsicherheiten behaftet. Für das BSB₅:CSB-Verhältnis müssen daher die exakten Analyseergebnisse zum Probenahmezeitpunkt angegeben werden. Die für die einzelnen Behandlungskriterien vorzuhaltenden Belüftungszeiten sind in Tabelle 27 und Abbildung 29 dargestellt.

Tabelle 27: Behandlungsdauer in Tagen für die getrennt aerobe Stabilisierung der einzelnen Schlamm-mischungen (ÜS:PS) bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien nach Tabelle 22

Ansatz		BSB ₅ /CSB ≤0,15	η_{oTR} ≥40%	RGP _{35°C} ≤100 NL/kg oTR ₀
30 °C	1:1	7,0	9,7	14,6
	3:2	7,0	9,4	15,1
	2:1	7,0	9,8	13,9
20 °C	1:1	14,0	14,4	25,5
	3:2	14,0	13,6	22,2
	2:1	14,0	14,7	23,7
10 °C	1:1	21,0	20,3	29,5
	3:2	21,0	23,8	30,9
	2:1	21,0	21,0	30,2
5 °C	1:1	49,0	26,7	41,2
	3:2	49,0	28,2	37,4
	2:1	49,0	27,2	38,5

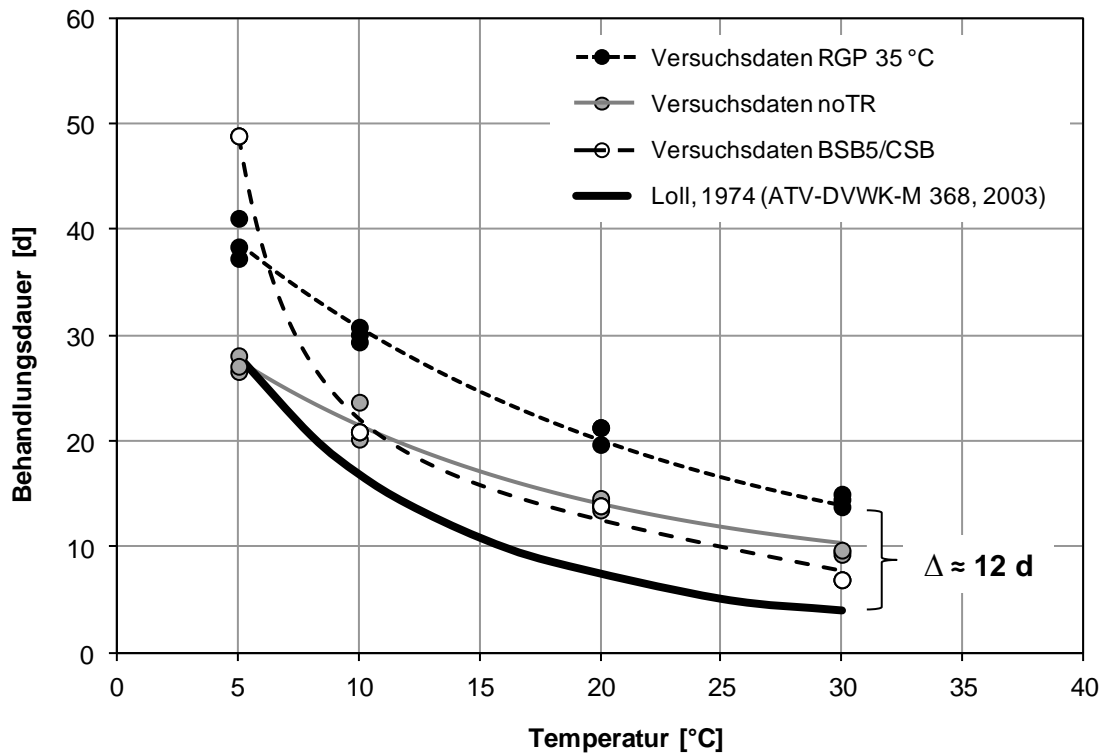


Abbildung 29: Behandlungsdauer für die getrennt aerobe Stabilisierung bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien nach Tabelle 22 und nach ATV-DVWK-M 368 (2003)

Mit Ausnahme der Zeitdauer zur Erfüllung des BSB₅:CSB-Kriterium bei 5 °C, ergeben sich für das kritische BSB₅:CSB-Verhältnis von kleiner 0,15 und dem kritischen Abbaugrad der organischen Substanz von mindestens 40 % ähnliche Behandlungszeiten für die getrennt aerobe Stabilisierung. Die notwendige Belüftungsdauer zur Erfüllung des Restgaskriteriums RGP_{35°C} ≤ 100 NL/kg oTR₀ hingegen ist deutlich höher.

Stellt man die Untersuchungsergebnisse in Abbildung 29 den bereits in Kapitel 2.2.1.4 aufgezeigten Bemessungsempfehlungen des ATV-DVWK-M 368 gegenüber, so liegen die notwendigen Belüftungszeiten für das Einhalten des kritischen Abbaugrads der organischen Substanz bei psychrophilen Temperaturen, sowie für das BSB₅:CSB-Verhältnis bei 10 °C, nahe der von Loll (1974) empfohlenen Stabilisierungsdauer. Bei höheren Temperaturen überschreiten die Untersuchungsergebnisse bezüglich beider Kriterien jedoch die großtechnischen Empfehlungen deutlich. Der Zusammenhang zwischen Behandlungsdauer zum Einhalten des Restgaskriteriums und der Temperatur hingegen folgt über die gesamte betrachtete Temperaturspanne augenscheinlich qualitativ den gleichen Gesetzmäßigkeiten wie die Empfehlungen von Loll. Allerdings liegen die Stabilisierungszeiten für das Restgaskriterium um rund 12 Tage höher.

Die Empfehlungen nach Loll (1974), die in das ATV-DVWK-M 368 übernommen wurden, basieren auf Untersuchungen von Müller-Neuhaus (1971), der die notwendige Behandlungsdauer für die getrennt aerobe Stabilisierung aus verschiedenen Kriterien ableitete. Die Unterschiede zu den Ergebnissen in Abbildung 29 können auf eine Reihe an möglichen Ursachen zurückgeführt werden, deren wahrscheinlichste die unterschiedliche Rohschlammzusammensetzung und die unterschiedliche Betriebsweise der Versuchsanlagen ist. Die von Müller-Neuhaus herangezogenen Stabilisierungskriterien zur Definition der Vollstabilisation schließen zudem nicht das Restgaspotential ein. In den vorliegenden Untersuchungen scheint jedoch gerade das Restgaspotential der limitierende Faktor für die Ausweisung der Stabilisierungsdauer zu sein. Gleichermäßen muss diesem Stabilisierungskriterium auch die höchste Bedeutung im Hinblick auf eine möglichst emissionsfreie Ablagerung des Materials zugesprochen werden. In Konsequenz wird dem Restgaspotential von den im Rahmen der vorliegenden Arbeit betrachteten Stabilisierungskriterien die höchste Aussagekraft zugeordnet. Aufgrund der zur Erfüllung des Restgaskriteriums notwendigen hohen Belüftungszeiten führt eine Auslegung der getrennt aeroben Stabilisierung nach diesem Kriterium allerdings zu einer deutlichen Erhöhung der Reaktorvolumina im Vergleich zu der Auslegung nach ATV-DVWK-M 368.

Mit Kenntnis der notwendigen Belüftungsdauer und des zugehörigen Abbaugrades der organischen Substanz lässt sich in Anlehnung an die Überlegungen zur Stöchiometrie in Kapitel 4.5.5 der maximale spezifische Sauerstoff- bzw. Luftbedarf berechnen. Der tatsächliche Sauerstoffbedarf liegt nach Kranert und Cord-Landwehr (2010) in der Praxis allerdings über dem stöchiometrischen Sauerstoffbedarf von $2 \text{ kg O}_2/\text{kg oTR}_e$ und erreicht in Abhängigkeit des Oxidationsgrades des Ausgangsmaterials bis zu $2,8 \text{ g O}_2/\text{g oTR}_e$. Auch aus den Richtwerten für den erforderlichen Sauerstoffeintrag zur getrennt aeroben Stabilisierung nach ATV-DVWK-M 368 kann ein erhöhter Sauerstoffbedarf von ca. $3,5 \text{ g O}_2/\text{g oTR}_e$ abgeleitet werden (vgl. Kapitel 2.2.1.4). Um diesen höheren Bedarfsangaben aus der Praxis Rechnung zu tragen, wird für die Berechnung ein abbauspezifischer Sauerstoff- und Luftbedarf von $3 \text{ kg O}_2/\text{kg oTR}_e$ angesetzt. Abbildung 30 zeigt den Sauerstoff- und Luftbedarf in Bezug auf die zugeführte organische Substanz für die Versuchsergebnisse zur getrennt aeroben Stabilisierung auf.

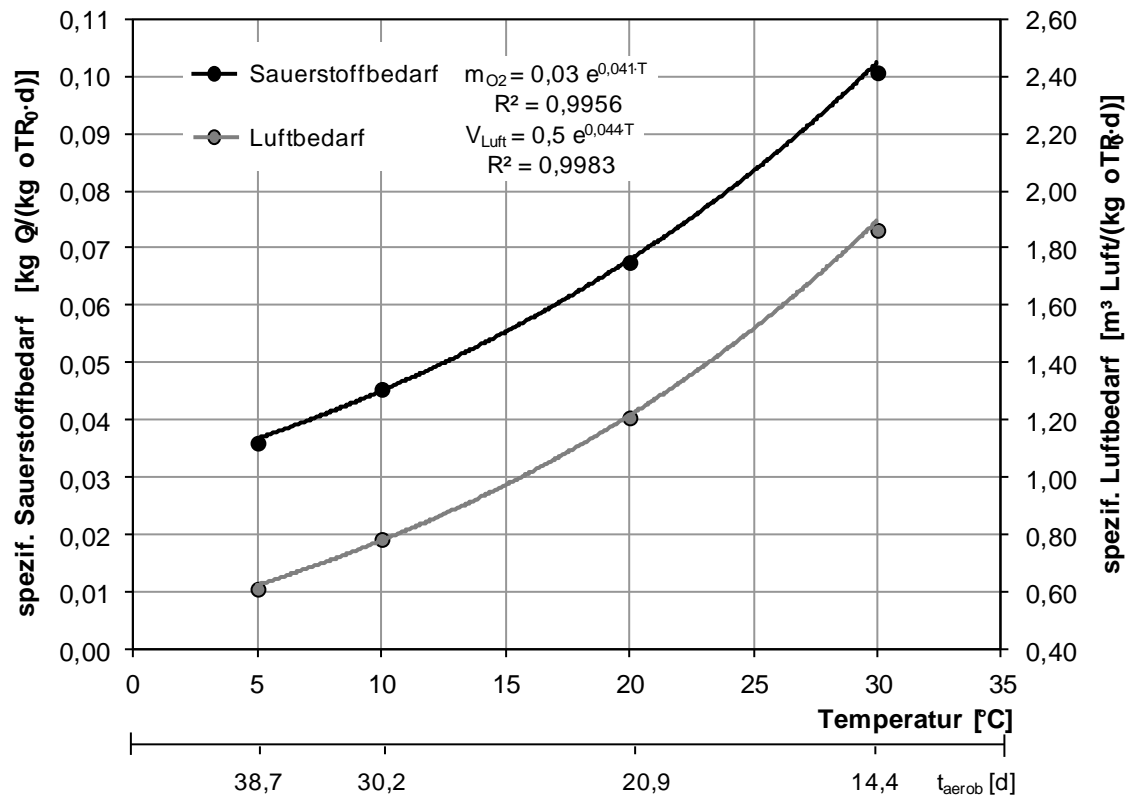


Abbildung 30: Sauerstoff- und Luftbedarf für die getrennt aerobe Flüssigschlammstabilisierung bezogen auf die zugeführte organische Substanz ($f_{O_2} = 3 \text{ kg O}_2/\text{kg oTR}_e$, t_{aerob} nach Versuchsdaten bis $RGP_{35^\circ\text{C}} \leq 100 \text{ NL/kg oTR}_0$ bzw. $\eta_{oTR} = 46,6 \%$, $p_{Luft} = 1.013 \text{ mbar}$)

Damit beträgt der spezifische Sauerstoffbedarf für einen Temperaturbereich von 5 bis 30 °C zwischen 0,036 und 0,10 kg O₂/(kg oTR₀·d). Dies entspricht unter Berücksichtigung der Temperaturabhängigkeit der Luftdichte und dem Ausnutzungsgrad des Luftsauerstoffs von 20 % (vgl. Kapitel 4.5.5) einem Luftvolumenstrom von 0,6 bis 1,86 m³ Luft/(kg oTR₀·d). Der pro Tag maximal zur Verfügung zu stellende Sauerstoff- bzw. Luftbedarf steigt mit der Temperatur bei entsprechend kürzeren Behandlungszeiten bis zur Vollstabilisation. Die Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur kann dabei mit Exponentialfunktionen beschrieben werden.

Die Ableitung der notwendigen Belüftungsdauer ermöglicht darüber hinaus auch eine Beurteilung der Schlammwasserqualität, die bei einer nachfolgenden mechanischen Entwässerung der stabilisierten Klärschlämme zu erwarten wäre. Die Nährstoffkonzentrationen der Schlammwässer lassen sich dabei aus Messdatenfits der Konzentrationen an CSB_f, NH₄-N und PO₄-P über die Belüftungszeit für den Zeitpunkt der Erfüllung des Restgaskriteriums angeben. Tabelle 28 führt die Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes und nach Behandlungsabschluss auf. Die auffällig hohen Nährstoff-

konzentrationen im Rohschlamm der Versuchsreihe bei 10 °C im Vergleich zu den übrigen Ansätzen zeugt dabei von der hohen Variabilität der Zusammensetzung von Klärschlämmen gleicher Herkunft.

In Relation zur Anfangskonzentrationen sind nach Behandlungsabschluss nur noch Bruchteile der gelösten Fraktionen im Schlammwasser nachweisbar. Unter Sauerstoffzufuhr wird der Anteil Ammoniumstickstoff im Schlammwasser nitrifiziert, während Phosphat vermehrt von den Bakterienzellen aufgenommen wird. Die im Schlammwasser gelösten Kohlenstoffverbindungen können leicht mineralisiert werden, so dass ihr Anteil über die Belüftungszeit sinkt. Bezogen auf die Konzentrationen im Rohschlamm, sind die nach Behandlungsabschluss im Schlammwasser gelösten Stickstoff- und Phosphorfractionen tendenziell bei höheren Temperaturen größer.

Tabelle 28: Mittlere absolute Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes (t_0) und nach Stabilisierungsende (t_{end} , Restgaskriterium) sowie relativ in Bezug auf das Rohschlammwasser (= 100 %)

		5 °C	10 °C	20 °C	30 °C
CSB_{f, t0}	[mg/L]	742	2116	961	1172
CSB_{f, tend}	[mg/L]	48	220	61	229
	<i>[% von CSB_{f, t0}]</i>	6,5	10,4	6,4	19,6
NH₄-N_{t0}	[mg/L]	52,3	104	66,5	70,5
NH₄-N_{tend}	[mg/L]	0,1	0,3	1,1	3,7
	<i>[% von NH₄-N_{t0}]</i>	0,2	0,3	1,6	5,3
PO₄-P_{t0}	[mg/L]	15,3	21,0	14,3	28,6
PO₄-P_{tend}	[mg/L]	0,1	0,4	1,8	5,7
	<i>[% von PO₄-P_{t0}]</i>	0,7	1,9	12,5	20,0

7.1.2.3 Behandlungserfolg

Zur Beurteilung einer möglichen Desinfektionsleistung während der getrennt aeroben Stabilisierung wurden die Rohschlämme sowie die behandelten Schlämme zu einem Probenahmezeitpunkt nahe des rechnerischen Stabilisierungsendpunktes (Restgaskriterium) auf ihre Anzahl des Fäkalindikators E. Coli untersucht. Da die Ergebnisse für die einzelnen Schlammqualitäten jeweils sehr ähnlich ausfielen, sind in Abbildung 31 Mittelwerte der drei Parallelen sowie der Schwankungsbereich dargestellt.

Während der Belüftung der Schlammansätze reduzierten sich die Gehalte an *E. Coli* sowohl unter mesophilen (30 und 20 °C) als auch unter psychrophilen Bedingungen (10 und 5 °C). Bei höheren Temperaturen beträgt die Reduktion nach 14 Tagen maximal 1,4 log-Einheiten, die bei fortschreitender Belüftung nur geringfügig gesteigert werden kann. Die Desinfektionswirkung bei niedrigen Temperaturen ist mit einer mittleren Abnahme der Anzahl an *E. Coli* um 1,3 log-Einheiten bei entsprechend längerer Belüftungsdauer vergleichbar. Allein bei Vergleichsmessungen unter aerob thermophilen Stabilisierungsbedingungen konnte eine höhere Reduktion des Indikatororganismus um 3 log-Einheiten nach 7,5 Tagen Belüftung bewirkt werden.

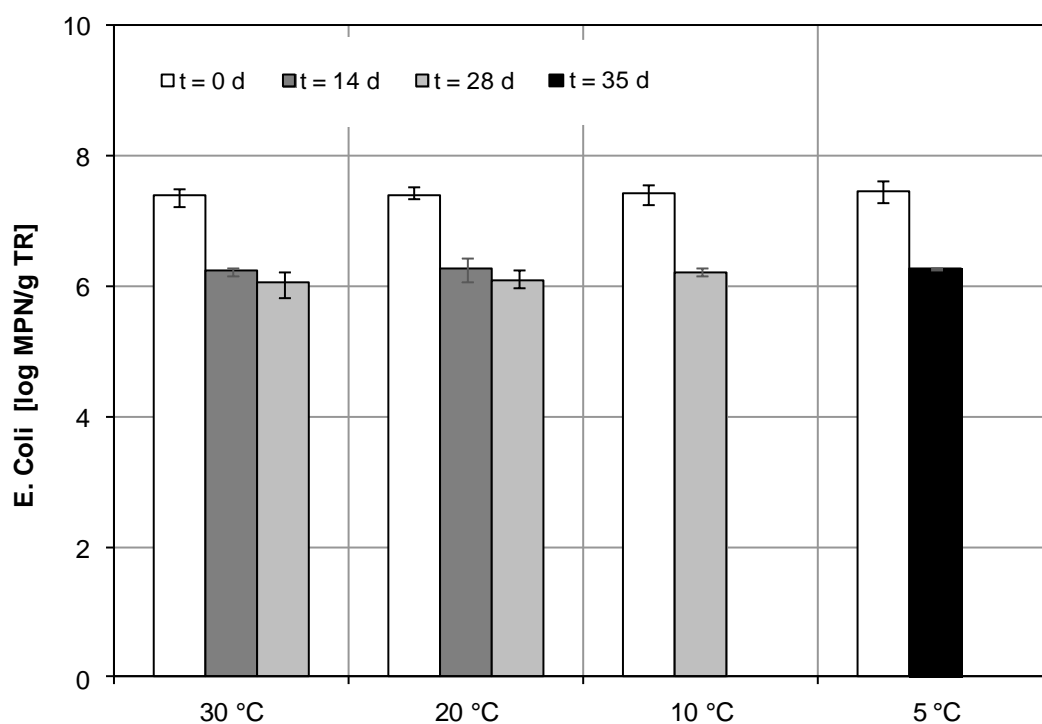


Abbildung 31: Anzahl an *E. Coli* in den aerob stabilisierten Klärschlämmen (Mittelwert) für alle Behandlungstemperaturen

Zur Beurteilung der Pflanzenverträglichkeit der stabilisierten Schlämme wurden angelehnt an die Produktprüfung für Komposte nach Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK, 1998) einwöchige Aufwuchsversuche mit Kresse auf Klärschlamm-Erden-Gemischen durchgeführt. Hierbei wurde ebenfalls wie bei der Beurteilung der Desinfektionsleistung behandelter Schlamm zu einem Probenahmezeitpunkt nahe des rechnerischen Stabilisierungsendpunktes (Restgaskriterium) verwendet. Aus den drei Schlammqualitäten pro Untersuchungstemperatur wurde dabei eine Mischprobe angesetzt. Abbildung 32 stellt die Abweichung des mittleren Frischmasseertrages aus drei Wiederholungen zweier Ein-

heitserden-Schlamm-Gemische in Relation zum Pflanzenaufwuchs bei der Kontrollmessung ohne Schlammzugabe dar.

Sowohl bei den Ansätzen mit 50 Masse-% Klärschlamm als auch bei der geringeren Aufgabe von 25 Masse-% erreicht der Frischmasseertrag das nach BGK-Kriterien definierte kritische Maß von mindestens 80 % des Kontrollansatzes (BGK, 1998), womit der behandelte Klärschlamm bei allen Temperaturen als phytotoxisch unbedenklich eingestuft werden kann. Bei der geringeren Klärschlammaufgabe von 25 Masse-% im Schlamm-Erden-Gemisch ergab sich zudem mit Ausnahme des bei 10 °C stabilisierten Schlammes ein Ertragszuwachs von bis zu 19 %.

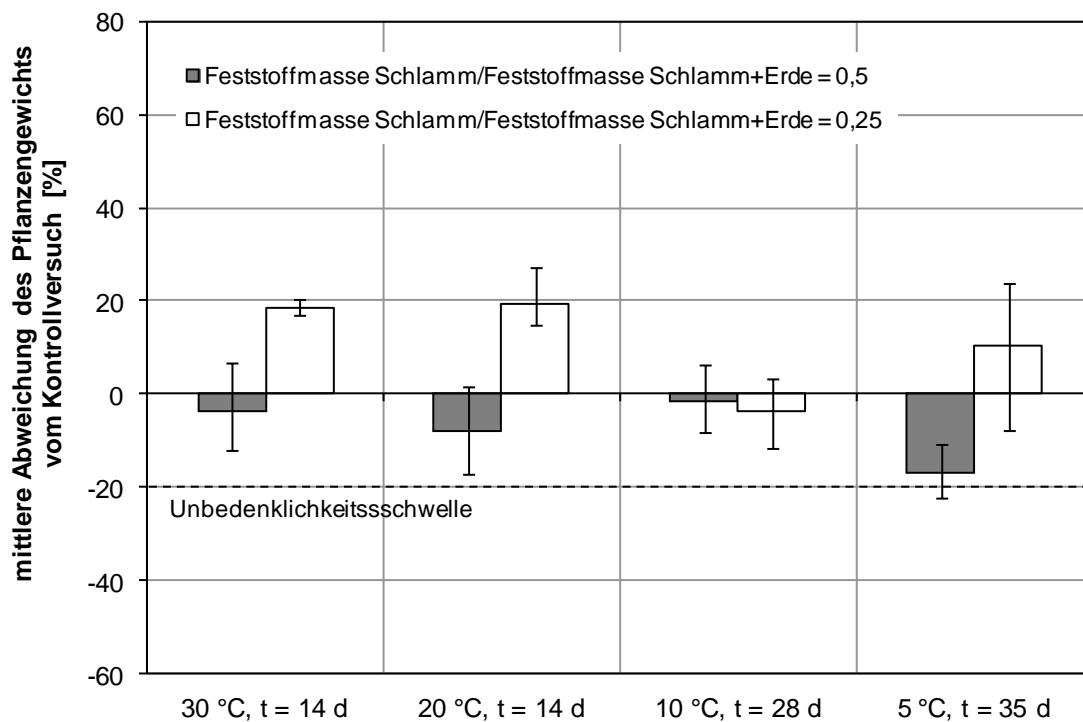


Abbildung 32: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Klärschlamm-Einheitserden-Gemischen (Mischprobe Klärschlamm aus den drei verschiedenen ÜS:PS-Ansätzen pro Temperatur) zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.1.3 Anaerobe Schlammstabilisierung

Die Ergebnisse der Klimakammerversuche zur Klärschlammfäulung mit drei Rohschlammgemischen unter Variation der Umgebungstemperatur werden ebenfalls wie in Kapitel 7.1.2 im Hinblick auf die Quantifizierung des Stoffumsatzes dargestellt und diskutiert. Im Einzelnen werden der Abbau der organischen Substanz und des CSBs inklusive der Faulgas- und Restgasproduktion, sowie der Stickstoffumsatz betrachtet. Für die abzuleitenden Behandlungszei-

ten bis zur Vollstabilisation können die Schlammwasserbelastung, sowie der Desinfektionserfolg und die Pflanzenverträglichkeit der Faulschlämme angegeben werden (Abbildung 33).

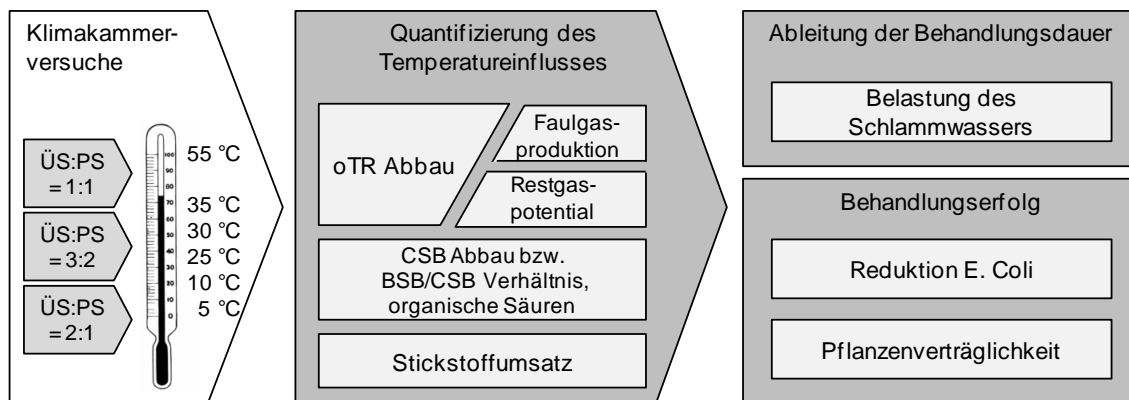


Abbildung 33: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Klärschlammfaulung

7.1.3.1 Quantifizierung des Temperatureinflusses auf den Nährstoffumsatz

Bei allen untersuchten Temperaturen reduzierte sich der organische Feststoffanteil sowie der CSB und Faulgas wurde produziert (vgl. Abbildung 34). Der Umsatz der organischen Feststoffe und der Kohlenstoffverbindungen (gemessen als CSB) lässt sich wie bei der aeroben Stabilisierung sehr gut durch kinetische Funktionen erster Ordnung approximieren. Dabei weist besonders im mesophilen Temperaturbereich (25 bis 35 °C) ein steiler Anstieg der Abbaukurven auf eine rasche Mineralisation leicht verfügbarer Substrate hin. Mit der Zeit verlangsamt sich der Stoffumsatz und nähert sich einem theoretischen Endwert von $\eta_{\text{TR}} = 62$ bis 65 % bzw. $\eta_{\text{CSB}} = 48$ bis 53 %.

Dieser charakteristische Verlauf spiegelt sich auch bei der Faulgasproduktion wieder (Abbildung 35, links). Allerdings zeigen hier allein die Ansätze bei 35 °C einen exponentiellen Anstieg mit maximaler Gasproduktion ab Versuchsbeginn. Bei den Versuchsansätzen bei 30 und 25 °C Faultemperatur hingegen wurde in den ersten Tagen eine Verzögerung der Gasproduktion beobachtet. Der Kurvenverlauf entspricht in dieser Phase eher einer lag-Phase, in der sich die Biozönose noch an die Umgebungsbedingungen adaptiert und Zellwachstum bzw. -teilung und somit auch die Gasproduktion verlangsamt sind. Nach wenigen Tagen wird allerdings auch hier eine Phase exponentiellen Wachstums erreicht, die sich schließlich ebenfalls einer stationären Phase mit einem theoretischen Maximalwert der Gasproduktion annähert.

Bei 10 und 5 °C scheinen der Abbau der organischen Substanz, respektive die Faulgasproduktion nahezu linear zu verlaufen. Diese Charakteristik deutet da-

rauf hin, dass über den Versuchszeitraum keine Limitierung des Stoffabbaus vorliegt. Der angestrebte Abbaugrad von $\eta_{\text{oTR}} \geq 40\%$ wird auch bei langen Faulzeiten in keinem der Niedrigtemperaturansätze erreicht.

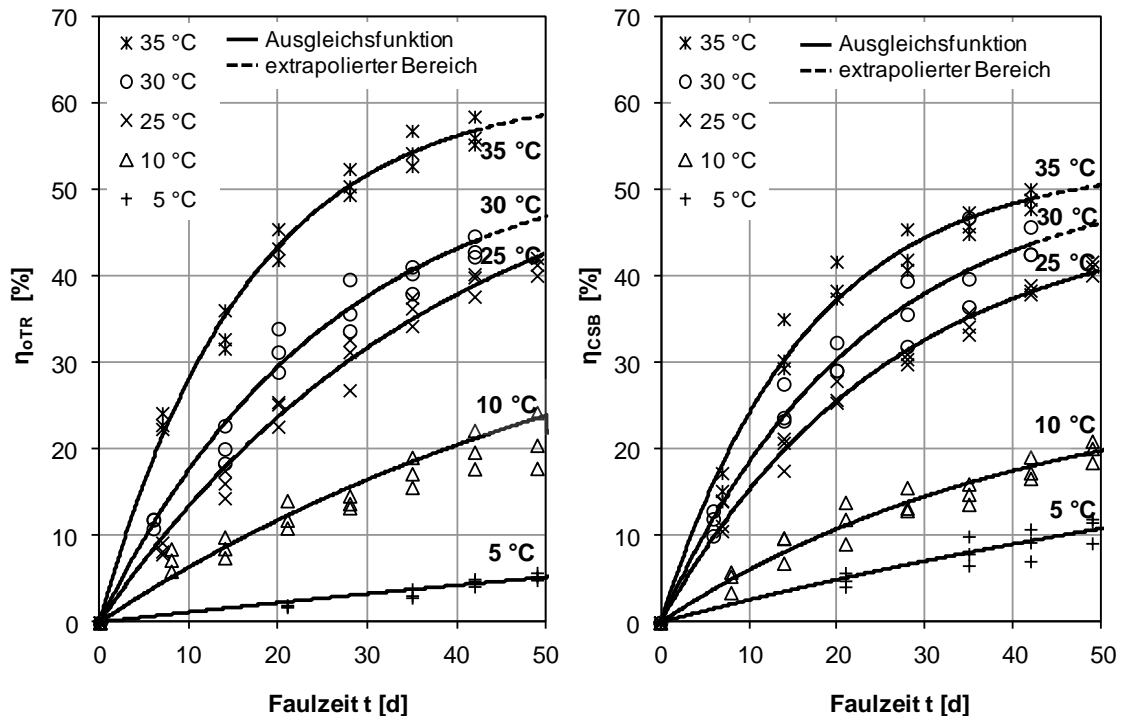


Abbildung 34: Abbaugrad organischer Substanz (links) und des CSBs (rechts) in Abhängigkeit der Faulzeit für verschiedene Temperaturen

Nach 28 Tagen Faulzeit wurde im Nachfaulversuch unter mesophilen Bedingungen das Restgaspotential analog zur aeroben Stabilisierung bestimmt. In den Ansätzen bei 25 und 30 °C Faultemperatur liegt die Restgasproduktion nach der vierwöchigen Nachfaulung zwischen 110 und 185 NL/kg oTR_0 , während bei der Niedrigtemperaturstabilisierung entsprechend des geringen Abbaus der organischen Substanz bis zu 395 NL/kg oTR_0 Faulgas nachproduziert wurden.

Abbildung 35 (rechts) zeigt den Zusammenhang zwischen ermittelten Gasvolumina bei der Nachfaulung und erreichtem Abbaugrad der organischen Substanz für die jeweiligen Stabilisierungstemperaturen. Eine Restgasproduktion unterhalb von 100 NL/kg oTR_0 ist demzufolge bei einem Abbau von etwa 41,9 % der organischen Feststoffmasse erreicht.

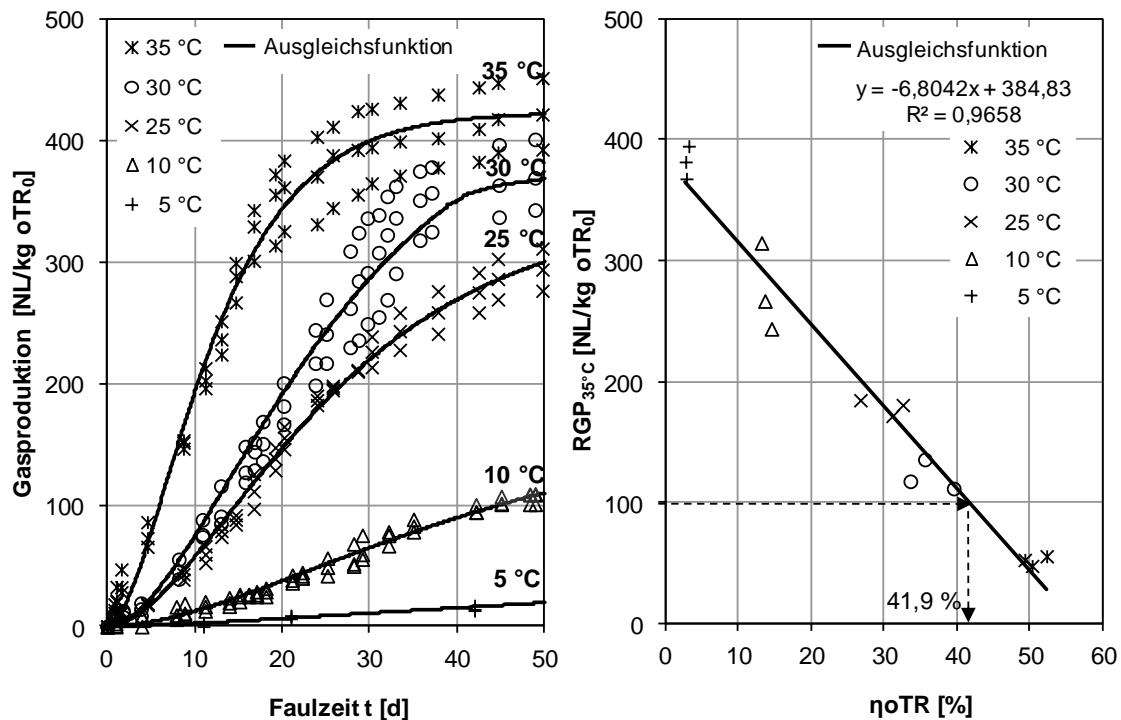


Abbildung 35: Gasproduktion der einzelnen Versuchsansätze (links) und Zusammenhang zwischen Restgaspotential RGP_{35°C} nach 28 Tagen Faulzeit und abgebauter organischer Feststoffmasse (rechts)

Sowohl der Abbau der organischen Substanz als auch der Kohlenstoffverbindungen (CSB) erlauben keine direkten Aussagen über die Stabilität des anaeroben Abbaus. Zur Beurteilung des Abbaugeschehens und der Stabilisierungsgüte eignet sich vielmehr die Konzentration organischer Säuren im Reaktor. Reichern sich organischen Säuren als Intermediate über die Faulzeit im Schlamm an, so kann der weitergehende Abbau, insbesondere die empfindliche Methanphase, gestört sein. Die mittleren Konzentrationen an organischen Säuren (angegeben als Essigsäureäquivalent) in den Ansätzen zu den Probenahmezeitpunkten sind in Abbildung 36 dargestellt. Bei allen Untersuchungstemperaturen stieg die Konzentration an organischen Säuren stark an, sank dann aber unter mesophilen Bedingungen auf Werte zwischen 100 und 200 mg HAc/L über den Versuchsverlauf. Diese „Zweistufigkeit“, anfänglicher Anstieg der organischen Säuren, dann Abbau auf eine geringe Restkonzentration unterhalb der Ausgangszusammensetzung, zeugt von einem mehrphasigen anaeroben Abbaugeschehen, wie es in der Literatur hinreichend beschrieben ist (z.B. Tchobanoglous et al., 2003; Bischofsberger et al., 2005).

Bei der Niedrigtemperaturfaulung hingegen wurde eine Akkumulation der organischen Säuren bis zu 3.000 mg HAc/L über den Versuchsverlauf nachgewiesen. Damit werden Konzentrationen erreicht, die nach Bischofsberger et al.

(2005), bereits hemmend auf die Biozönose wirken können und deutlich über dem von Roediger et al. (1990) angegebenen Qualitätskriterium für einen ungestörten Faulprozess mit 500 mg HAc/L liegen. Die Konzentrationen an organischen Säuren korrelieren dabei tendenziell mit den ermittelten Konzentrationen an CSB im Schlammwasser (Abbildung 36, rechts).

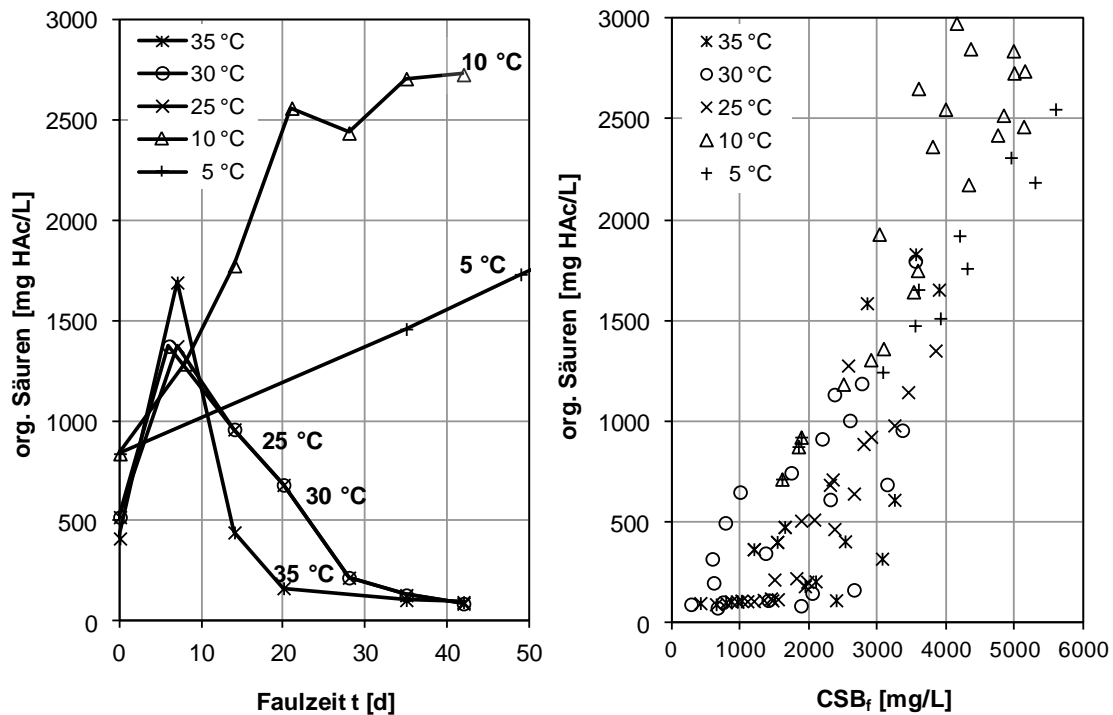


Abbildung 36: Konzentration an organischen Säuren im Mittel über alle Ansätze bei den verschiedenen Temperaturen (links) sowie Korrelation zum CSB im Schlammwasser (rechts)

Aus den vorliegenden Daten zum CSB-Gehalt über den Versuchszeitraum lassen sich unter Berücksichtigung des CSB-Äquivalents des produzierten Methans im Faulgas CSB-Massenbilanzen für die einzelnen Ansätze erstellen, die zusätzlich eine Bewertung der Analysequalität ermöglichen.

Der für die Berechnung des CSB-Äquivalents des Methangases notwendige Methananteil im Faulgas wurde über die Versuchsverläufe in Sammelproben ermittelt und lag in den einzelnen Ansätzen zwischen 60 und 63,5 %. Dabei ist der Methananteil bei der Niedrigtemperaturfaulung insgesamt etwas niedriger als bei der Faulung unter mesophilen Bedingungen. Die Faulgaszusammensetzung kann somit ein weiterer Hinweis darauf sein, dass gerade unter psychrophilen Bedingungen ein Überschuss an Zwischenprodukten entsteht, der bewirkt, dass in dieser Zeit mehr Kohlenstoffdioxid ins Faulgas gelangt als unter idealen Bedingungen dem Gesamtverhältnis entspräche.

Abbildung 37 stellt exemplarisch die einzelnen CSB-Fractionen im Output in Relation zum Input für die Versuchsansätze mit Schlammgemischen des Feststoffmassenverhältnisses von Überschuss- zu Primärschlamm von 2:1 dar. Das periodisch entnommene Probenahmevolumen von jeweils 0,5 L ist bei der Massenbilanzierung berücksichtigt, so dass die Summe der Teilfraktionen von anfänglichen 100 % über den Versuchsverlauf sinkt. Das im Schlamm gelöste Methan wurde dabei nach dem Löslichkeitsgesetz von Henry-Dalton berechnet (vgl. Kapitel 4.5.2). Da Methanlöslichkeit und Dichte mit steigender Temperatur abnehmen, verbleibt bei der Niedrigtemperaturfaulung im Vergleich zur Faulung unter mesophilen Bedingungen ein höherer Methananteil im Schlammwasser. Abbildung 37 verdeutlicht allerdings, dass dieser Anteil mit maximal 1 % in der Bilanzierung zu vernachlässigen ist.

Nach 42-tägiger Faulzeit sind bei 30 und 35 °C rund 45 %, bei 25 °C rund ein Drittel des ursprünglich vorhandenen CSBs zu Methan umgesetzt, 2 bis 6 % finden sich als gelöster CSB inklusive Methan im Schlammwasser. Der zwischenzeitig auffällige Anstieg der gelösten CSB-Fraktion bis auf 19 Masse-% ist auf die Akkumulation organischer Säuren zurückzuführen, die über den weiteren Versuchsablauf wieder abgebaut werden (vgl. Abbildung 36, links). Bei der Niedrigtemperaturfaulung werden bei 10 °C etwa 10 %, bei 5 °C (nicht dargestellt) 4,5 % der CSB-Masse in gleicher Zeit zu Methan umgewandelt. Der CSB-Anteil im Schlammwasser beträgt hierbei 12 bis 15 % unter Berücksichtigung der gelösten Methanfraktion und verdoppelt bis verdreifacht sich somit insgesamt gegenüber dem Input.

Insgesamt lassen sich die Massen der einzelnen CSB-Fractionen im Output zu den Probenahmezeitpunkten bei den verschiedenen Ansätzen und Temperaturen gegenüber dem Input zu +5,6 bis -10,4 % schließen. Im Mittel beträgt die Abweichung 5,9 %. Die Bilanzlücken sind vermutlich überwiegend auf Ungenauigkeiten bei den Probenahmen, einschließlich der CSB-Bestimmung im Schlamm, sowie auf Fehler bei der Messung des Gasvolumens besonders bei geringer Gasproduktion zurückzuführen. Die berechneten Fehler liegen aber innerhalb des Erfahrungsbereichs für die quantitative Klärschlammanalytik.

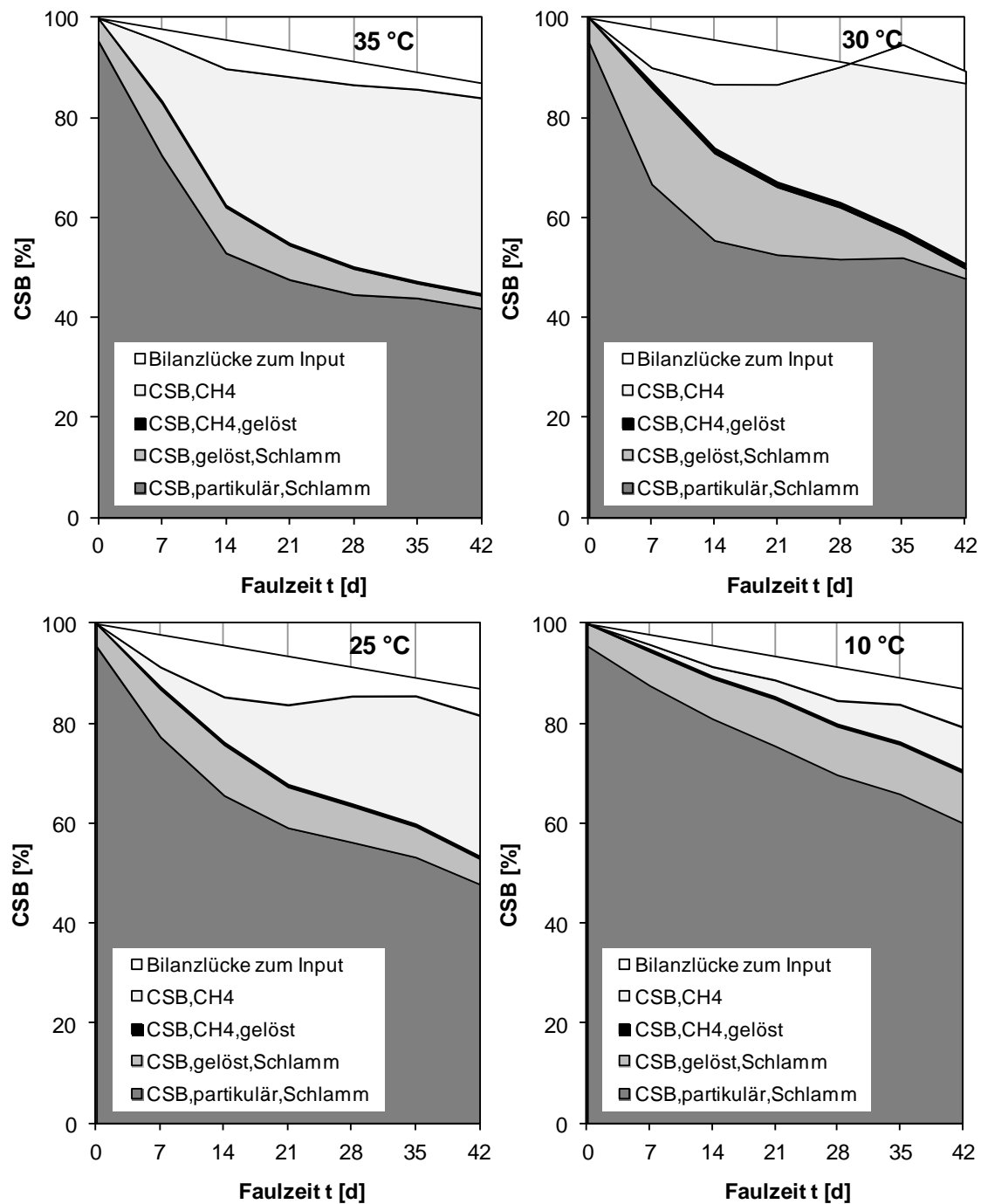


Abbildung 37: Bilanzierung der CSB-Fractionen bei der Faulung bei 35, 30, 25 und 10 °C, Ansätze \ddot{U} S:PS = 2:1

Zur Beurteilung der weitergehenden Abbaubarkeit der im Schlamm enthaltenen organischen Substanz wurden auch in den Faulschlämmen über den Versuchszeitraum wiederholt BSB-Messungen durchgeführt. Dass die Aussagekraft der Messungen durch den Milieuwechsel von anaerob zu aerob bei Korrektur der Bebrütungsdauer entsprechend der Adaptionszeit nicht eingeschränkt ist, wurde bereits im Kapitel 6.1.1 dargelegt. Somit kann auch bei der anaeroben Stabilisierung das BSB_5 :CSB-Verhältnis als Behandlungskriterium herangezogen

werden. Abbildung 38 bildet die Ergebnisse für die einzelnen Ansätze unter mesophilen Faulbedingungen ab. In den frischen Schlämmen sind 50 bis 55 % des CSBs biologisch aerob abbaubar. Dieser Anteil reduziert sich bei den mesophilen Faultemperaturen auf 12 bis 15 %. Das Stabilisierungsziel von $BSB_5:CSB \leq 0,15$ wird somit in diesem Temperaturbereich sicher erreicht. Bei der Niedrigtemperaturfaulung hingegen ist auch nach langer Faulzeit entsprechend der vorangestellten Ergebnisse keine Vollstabilisierung erlangt.

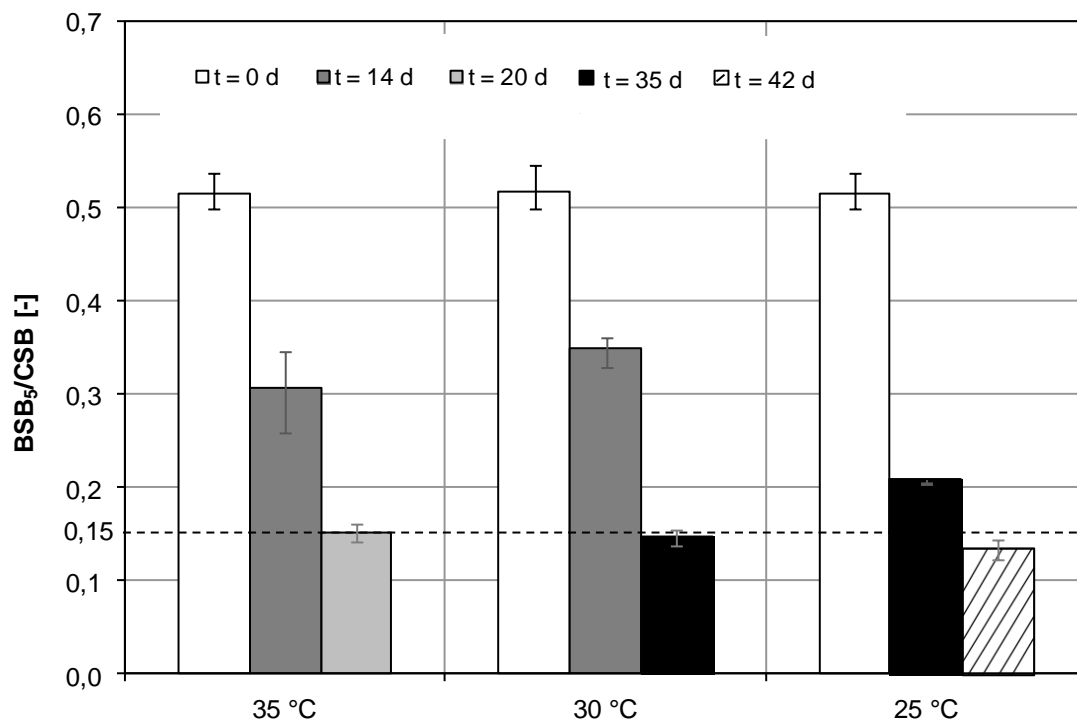


Abbildung 38: $BSB_5:CSB$ -Verhältnis über die Versuchszeit bei verschiedenen Untersuchungstemperaturen und $\ddot{U}S:PS$ -Gemischen

Ebenso wie die für die CSB-Fractionen kann für die anaerobe im Vergleich zur aeroben Stabilisierung eine geschlossene Bilanzierung der Stickstofffraktionen erfolgen, da eine Oxidation des Ammoniumstickstoffes und eine Strippung von Ammoniak ausgeschlossen werden kann. Dabei lassen sich unter Berücksichtigung des Probenahmevolumens +9,9 bis -5,2 % der in den Ansätzen anfänglich vorhandenen Kjeldahlstickstoffmasse zu den einzelnen Probennahmen wiederfinden. Über den Versuchsverlauf wird jedoch in allen Ansätzen massiv Ammoniumstickstoff freigesetzt, entsprechend sinkt der Anteil organischen Stickstoffs (Abbildung 39). So werden innerhalb von vier Wochen bei mesophilen Faultemperaturen mehr als 40 % der Masse organischen Stickstoffs zu Ammoniumstickstoff mineralisiert. Dementsprechend vervielfachen sich die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff im Schlammwasser bis auf das zehnfache der

Ausgangskonzentration. In den Ansätzen bei 30 °C werden rund 300 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ nach sechs Wochen, bei 25 und 35 °C hingegen 580 bzw. 740 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ nach gleicher Faulzeit gemessen. Nach Kroiss (1986) kann im neutralen pH-Milieu bei mesophilen Faultemperaturen bereits bei 500 bis 1.000 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ von einer Hemmung der Methanbakterien ausgegangen werden, allerdings verweisen Lettinga et al. (1996) auf die Fähigkeit der Adaption der anaeroben Biozönose selbst an höhere Ammoniumkonzentrationen. Einen Hinweis auf eine Abbauehemmung (z.B. anhand der Faulgasproduktion und -zusammensetzung) konnte in den durchgeführten Untersuchungen bei mesophilen Faultemperaturen nicht nachgewiesen werden.

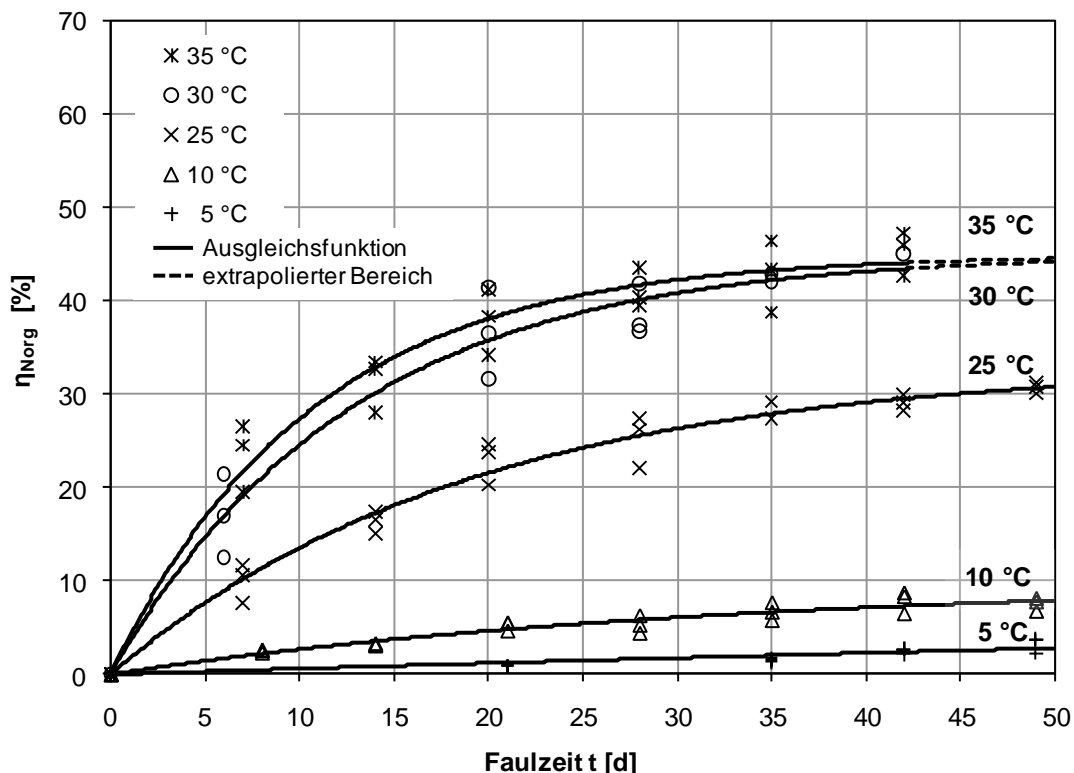


Abbildung 39: Umsetzungsgrad des organischen Stickstoffs in Abhängigkeit der Faulzeit für verschiedene Temperaturen

Zusammenfassend lässt sich die Temperaturabhängigkeit des Nährstoffumsatzes bei der Klärschlammfäulung anhand des Arrheniuszusammenhangs darstellen. Aus den an die Messdaten angepassten Abbaufunktionen erster Ordnung lassen sich wie auch bei der getrennt aeroben Stabilisierung die Reaktionskoeffizienten für den Abbau der organischen Substanz und des CSBs ableiten (vgl. Abbildung 34, Parameter siehe Anhang). Werden diese Reaktionskoeffizienten im Arrheniusplot linearisiert (vgl. Kapitel 4.5.3), lässt sich der Ein-

fluss der Temperatur auf den Gesamtumsatz organischer Feststoffe und des CSBs wie folgt quantifizieren:

$$k_{oTR}(T) = k_{oTR,30} \cdot 1,085^{(T-30)}$$

$$k_{CSB}(T) = k_{CSB,30} \cdot 1,090^{(T-30)}$$

Zusätzlich zur Quantifizierung der Temperaturabhängigkeit der Gesamtreaktion lassen sich aus den vorliegenden Versuchsdaten Reaktionskoeffizienten für die Hydrolyse höhermolekularer Verbindungen in niedermolekulare Bruchstücke ableiten, die im Allgemeinen als geschwindigkeitslimitierender Schritt bei anaeroben Abbauvorgängen gilt (Tchobanoglous et al., 2003). Die Umsatzrate für die Hydrolyse ist dabei prinzipiell direkt aus der Reduktion der partikulären CSB-Fraktion bestimmbar. Die Masse partikulären CSBs ergibt sich aus der CSB-Masse abzüglich der gelösten CSB-Fraktion unter Berücksichtigung des Methananteils im Schlammwasser (Parametrisierung der Abbaufunktionen siehe Anhang). Der Arrheniusplot liefert folgenden funktionellen Zusammenhang:

$$k_{hyd}(T) = k_{hyd,30} \cdot 1,071^{(T-30)}$$

Die Reaktionskonstanten für den Gesamtumsatz organischer Feststoffe und des CSBs steigen pro Grad Temperaturerhöhung um knapp 9 %, die Hydrolysekonstante um 7,1 %. Insgesamt ist im Vergleich zur aeroben Stabilisierung festzustellen (Kapitel 7.1.2), dass die höheren Temperaturkoeffizienten θ von einer höheren Temperaturabhängigkeit anaerober Abbauprozesse zeugen als für den Stoffumsatz im aeroben Milieu.

In Tabelle 29 sind die Reaktionskoeffizienten für den Umsatz der organischen Feststoffe, des CSBs sowie für die Hydrolyse der partikulären organischen Verbindungen aus der Anpassung der Versuchsdaten an kinetische Funktionen und nach dem Arrheniusmodell verglichen. Die nach der Arrheniusfunktion berechneten Reaktionskoeffizienten für den Gesamtumsatz an CSB (k_{CSB}) korrelieren dabei wesentlich schlechter mit den Koeffizienten aus den kinetischen Ausgleichsfunktionen als für den Abbau organischer Feststoffe (k_{oTR}) oder für die Hydrolyse (k_{hyd}). Bei letzteren treten große Abweichungen zwischen Reaktionskoeffizient des Versuchsdatenfits und der Arrheniusfunktion lediglich für 35 °C auf. Hier errechnet sich nach dem Arrheniusmodell ein deutlich höherer Wert als die kinetische Näherungsfunktion für die Versuchsdaten liefert.

Tabelle 29: Reaktionskoeffizienten für den Gesamtumsatz der organischen Feststoffe (k_{oTR}) und des CSBs (k_{CSB}) sowie für die Hydrolyse (k_{hyd}) (kursiv: nach kinetischer Abbaufunktion als Fit über alle Versuchsansätze pro Temperatureinstellung; Standard: nach der Arrheniusfunktion)

	5 °C	10 °C	25 °C	30 °C	35 °C	Korrelation
k_{oTR} [1/d]	0,006 0,005	0,015 0,008	0,026 0,026	0,039 0,039	0,061 0,058	0,963
k_{CSB} [1/d]	0,009 0,009	0,024 0,014	0,059 0,049	0,074 0,076	0,091 0,116	0,827
k_{hyd} [1/d]	0,013 0,013	0,019 0,018	0,049 0,051	0,072 0,072	0,083 0,101	0,901

In der Literatur werden im Allgemeinen Reaktionskoeffizienten für einzelne Phasen des anaeroben Abbaus und nicht für die Gesamtreaktion angegeben. Ein Großteil der Untersuchungen bezieht sich dabei vordergründig auf die Quantifizierung der Hydrolyse und deren Optimierung.

Tabelle 30 zeigt eine Auswahl an Reaktionskoeffizienten aus Untersuchungen anderer Autoren, in denen Versuchsbedingungen im Wesentlichen mit den Bedingungen der vorliegenden Arbeit vergleichbar sind. Der Schwankungsbereich der Hydrolysekoeffizienten ist dabei beachtlich und wahrscheinlich auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Klärschlämme und deren Anteil an leicht und schwer verfügbaren Substraten zurückzuführen. Anhand der Literaturdaten ist diese Vermutung allerdings nicht eindeutig nachzuweisen. Abbildung 40 stellt die Hydrolysekoeffizienten aus den Literaturangaben und den eigenen Untersuchungen im Zusammenhang dar.

Tabelle 30: Hydrolysekoeffizienten nach Literaturangaben

	10 °C	20 °C	25 °C	35 °C	Quelle
k_{hyd} [1/d]	0,043	k.A.	0,12	0,18	Imhoff und Fair (1956), Batchversuche
	k.A.	0,05	0,1	0,3	O'Rourke (1968), kontinuierliche Versuche
	k.A.	k.A.	k.A.	0,16 ²⁾	Shimizu et al. (1993), kontinuierliche Versuche

(Fortsetzung Tabelle 30)

0,035 - 0,046	0,086 - 0,10	k.A.	0,158 - 0,258	Ferreiro und Soto (2003), Batchversuche
0,029 ¹⁾	k.A.	0,07	0,113	Mahmoud et al., (2004), Batchversuche
k.A.	0,011	k.A.	k.A.	Feng, L. et al. (2008), Batchversuche

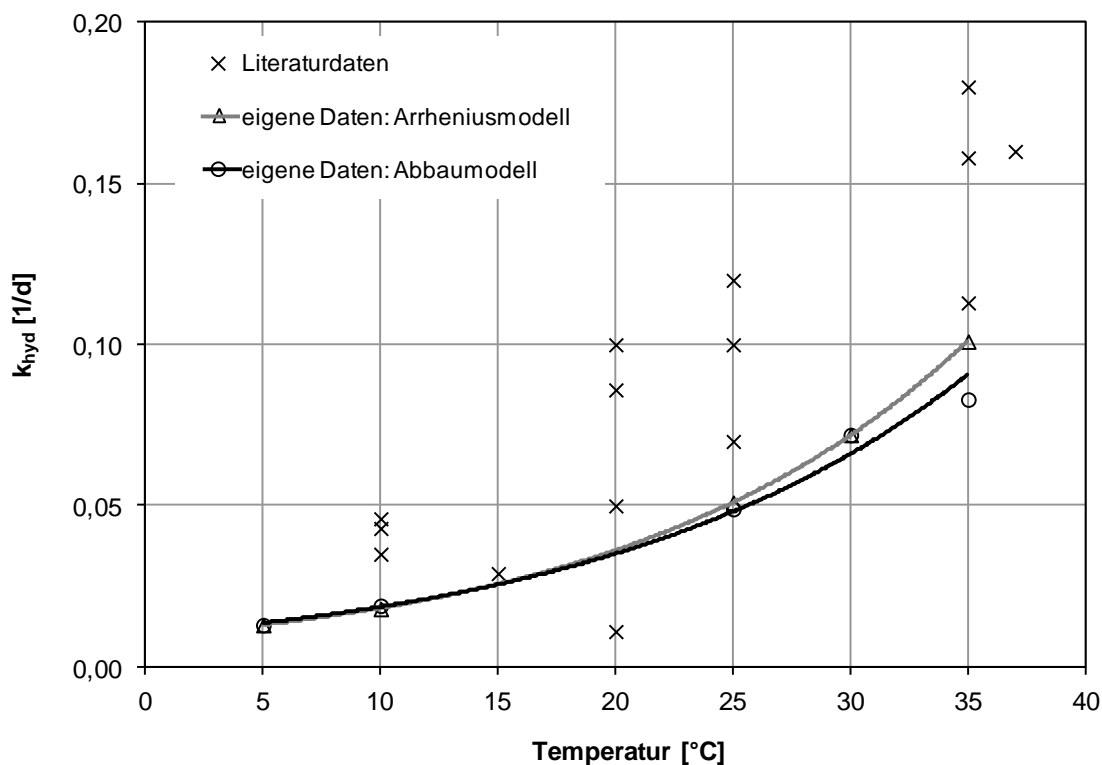
¹⁾ für 15 °C; ²⁾ für 37 °C

Abbildung 40: Hydrolysekoeffizienten nach Literaturangaben gemäß Tabelle 30 und eigenen Untersuchungen (Tabelle 29)

7.1.3.2 Ableitung der Behandlungsdauer

Auch bei der anaeroben Stabilisierung lässt sich die notwendige Behandlungsdauer anhand der Zeitdauer bis zum Eintreten der definierten Behandlungsziele ableiten. Allerdings erreichen nur die Ansätze unter mesophilen Faulbedingungen die in Kapitel 6.1 dargelegten Behandlungskriterien. Analog zur aeroben Stabilisierung wird somit die Behandlungsdauer, bis zu der mindestens 40 % der organischen Substanz abgebaut sind, sowie der Zeitpunkt, an dem das Restgaspotential rechnerisch kleiner 100 NL/kg oTR₀ ist (vgl. Abbildung 35, rechts), für die Versuche bei 25 bis 35 °C aus den kinetischen Ausgleichsfunktionen abgeleitet. Für das BSB₅:CSB-Verhältnis ist eine funktionelle Beschrei-

bung der Messergebnisse aufgrund der geringen Datendichte nicht sinnvoll, so dass hier ebenfalls wie bei der aeroben Stabilisierung die Analyseergebnisse zum entsprechenden Probenahmezeitpunkt verwendet werden. Die sich somit ergebenden einzelnen Behandlungszeiten sind in Tabelle 31 und Abbildung 41 dargestellt. Es wird deutlich, dass die einzelnen Behandlungskriterien sehr ähnliche Behandlungszeiten ergeben, wobei auch hier das Einhalten des kritischen Restgaspotentials das schärfste Kriterium zu sein scheint. Ebenso wie bei der Ableitung der notwendigen Behandlungsdauer für die getrennt aerobe Stabilisierung, wird auch bei der Klärschlammfaulung dem Restgaskriterium die höchste Bedeutung im Hinblick auf die Stabilität der behandelten Schlämme zugeschrieben.

Im Vergleich zu den bereits in Kapitel 2.2.1.4 aufgezeigten Bemessungsempfehlungen des ATV-DVWK-M 368 liegen die einzelnen Behandlungszeiten bei der üblichen Faultemperatur von 35 °C sehr eng beieinander. Bei niedrigeren Faultemperaturen hingegen betragen die Behandlungszeiten der eigenen Untersuchungen um 3 bis 7 d mehr als die Empfehlungen des ATV-DVWK-M 368. Die höchsten Unterschiede ergeben sich hierbei für die Faulzeit zum Einhalten des Restgaskriteriums.

Die Empfehlungen des ATV-DVWK-M 368 beruhen auf Untersuchungen von Fair und Moore aus den 1930er Jahren, die für die Temperaturspanne von 15 bis 60 °C die notwendigen Faulzeiten, bis zu denen 90 % der Gasmenge gegenüber der Referenz bei 15 °C entstehen, ableiteten. Je nach Randbedingungen der Untersuchungen ergaben sich allerdings gerade für Temperaturen unterhalb von 30 °C auch deutlich höherer Faulzeiten (Fair und Moore, 1937). Schätzt man das Restgaspotential, das sich für dieses Behandlungskriterium (90 % der Referenzgasmenge) ergäbe aus den Daten ab, so liegt dieses bei ungefähr 55 NL/kg oTR₀. Damit lassen sich die eigenen Ergebnisse zur notwendigen Faulzeit bis zum Einhalten eines Restgaspotentials von unter 100 NL/kg oTR₀ gut in die Erfahrungswerte von Fair und Moore einordnen.

Bis zum Behandlungsende (Restgaskriterium) werden in den eigenen Versuchen in den Ansätzen bei 35 und 30 °C Faultemperatur rund 350 NL/kg oTR₀ Faulgas produziert. Damit liegt die Gasausbeute im Bereich der üblicherweise für die mesophile Faulung angegebenen spezifischen Gasproduktion von 300 bis 500 NL/kg oTR₀ (Ludovice, 2006). Bei 25 °C Faultemperatur werden bis zum rechnerischen Behandlungsende (Restgaskriterium) mit 270 NL/kg oTR₀ rund 23 % weniger Gas produziert.

Tabelle 31: Behandlungsdauer in Tagen für die Faulung der einzelnen Schlamm-mischungen (ÜS:PS) bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien nach Tabelle 22

Ansatz		$BSB_5/CSB \leq 0,15$	$\eta_{oTR} \geq 40\%$	$RGP_{35^\circ C} \leq 100 \text{ NL/kg } oTR_0$
35 °C	1:1	20,0	15,7	17,1
	3:2	20,0	17,8	19,5
	2:1	20,0	17,1	18,7
30 °C	1:1	35,0	31,7	34,8
	3:2	35,0	37,2	42,0
	2:1	35,0	36,1	39,6
25 °C	1:1	42,0	42,5	46,5
	3:2	42,0	42,4	46,4
	2:1	42,0	47,4	51,5

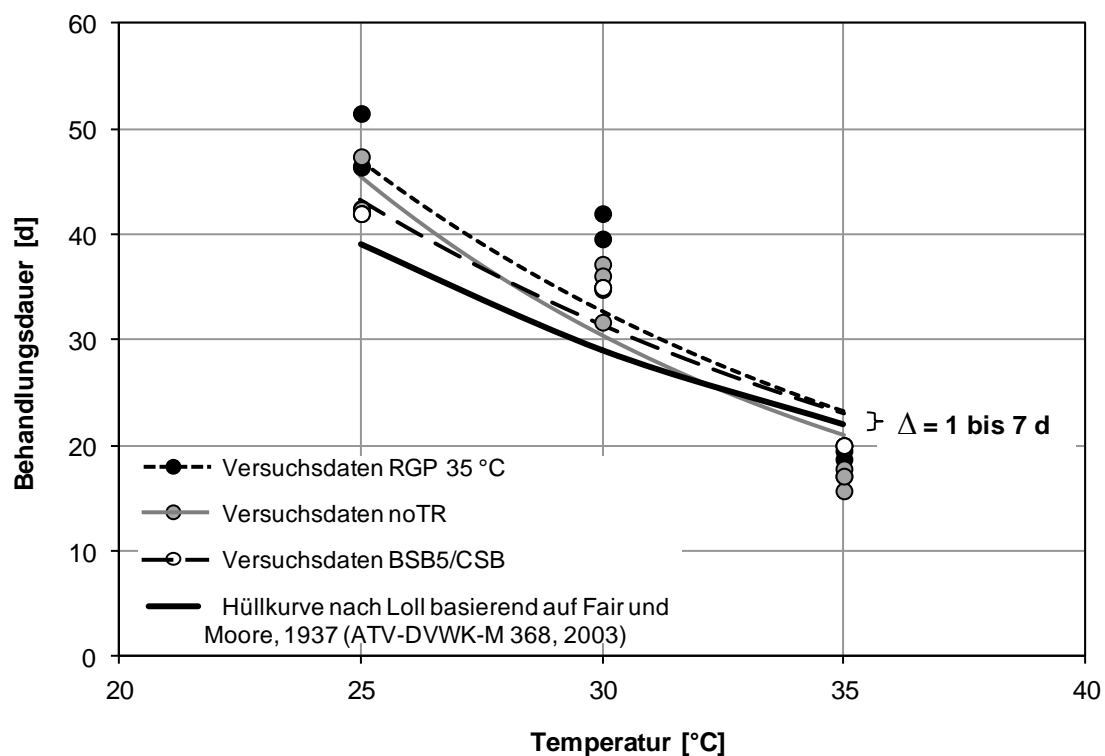


Abbildung 41: Behandlungsdauer für die Faulung bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien nach Tabelle 22 und nach ATV-DVWK-M 368 (2003)

Die Ableitung der notwendigen Behandlungsdauer ermöglicht auch für die Faulung eine Beurteilung der Schlammwasserqualität, wenn die unterschiedlichen

Faulschlämme nachfolgend mechanisch entwässert werden. Die Nährstoffkonzentration der Schlammwässer ergeben sich aus Messdatenfits über die Faulzeit bis zum Zeitpunkt der Erfüllung des Restgaskriteriums (Tabelle 32).

Tabelle 32: Mittlere Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes (t_0) und nach Stabilisierungsende (t_{end} , Restgaskriterium) sowie relativ in Bezug auf das Rohschlammwasser (= 100 %)

		25 °C	30 °C	35 °C
CSB_{f, t0}	[mg/L]	1463	792	1463
CSB_{f, tend}	[mg/L]	1318	1082	2275
	[% von CSB _{f, t0}]	90	136	155
NH₄-N_{t0}	[mg/L]	134	28	134
NH₄-N_{tend}	[mg/L]	562	291	598
	[% von NH ₄ -N _{t0}]	418	1055	446
PO₄-P_{t0}	[mg/L]	26,5	7,86	26,5
PO₄-P_{tend}	[mg/L]	214	59,7	264
	[% von PO ₄ -P _{t0}]	807	760	995

Gegenüber der Rohschlammzusammensetzung nimmt die Konzentration gelöster Nährstoffe trotz der unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen in allen Ansätzen mit Ausnahme des CSBs bei 25 °C bis zum Behandlungsende zu. Dabei werden bereits nach einer Woche fast 90 % der Konzentrationen an Ammoniumstickstoff und Phosphatphosphor, die zu Behandlungsende nachgewiesen werden, erreicht. Damit ist davon auszugehen, dass die Nährstofffreisetzung nicht allein auf die Zelllyse zurückzuführen ist, sondern beim Phosphor auch mit der Abgabe in der Zelle gespeicherter Phosphate unter anaeroben Bedingungen erklärt werden kann. Eine tendenzielle Zunahme der Nährstoffbelastung des Schlammwassers mit steigender Faultemperatur ist aus den Untersuchungsergebnissen im Gegensatz zur aeroben Stabilisierung nicht ableitbar.

Bei der Mitbehandlung der Schlammwässer im Hauptstrom der Kläranlage können die hohen Nährstoffgehalte einen deutlichen Einfluss auf die biologische Abwasserreinigung ausüben. In Abhängigkeit der Prozesswassermenge kann die im Vergleich zum Rohabwasser hohe Stickstofffracht eine ungünstige Verschiebung des C:N-Nährstoffverhältnisses bewirken. Letztendlich ist dadurch eine Beeinträchtigung der Denitrifikation möglich, da diese Stufe anhand des Verhältnisses leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen zum zugeführten Nitrat bemessen wird. Wird zusätzlicher Ammoniumstickstoff in der Nitrifikations-

stufe oxidiert, steht u.U. in Relation nicht genügend leicht verfügbares Substrat für die Denitrifikation zur Verfügung. Die Stickstoffeliminationsleistung der Kläranlage sinkt.

7.1.3.3 Behandlungserfolg

Auch bei der anaeroben Stabilisierung wurden Roh- und behandelte Klärschlämme zu einem Probenahmezeitpunkt nahe der Vollstabilisierung gemäß Restgaskriterium auf ihre Anzahl an E. Coli untersucht. In Abbildung 42 sind die Mittelwerte der drei Parallelansätze mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen von Überschuss- und Primärschlamm zu Beginn und zu Behandlungsende dargestellt. Die Reduktion des Fäkalindikators betrug dabei bei allen mesophilen Faultemperaturen 1,1 bis 1,5 log-Einheiten bis zum Behandlungsende und ist somit bei den einzelnen Temperaturen unter Berücksichtigung entsprechender Faulzeiten vergleichbar. Bei den Faulversuchen bei 10 und 5 °C, bei denen die Schlämme die Kriterien bis zur Vollstabilisierung nicht erreichen, wurden innerhalb von 49 Tagen im Mittel 0,3 und 0,1 log-Einheiten E. Coli reduziert. Vergleichsmessungen unter thermophilen Bedingungen ergaben eine Reduktion von 3,5 log-Einheiten nach achttägiger Faulzeit.

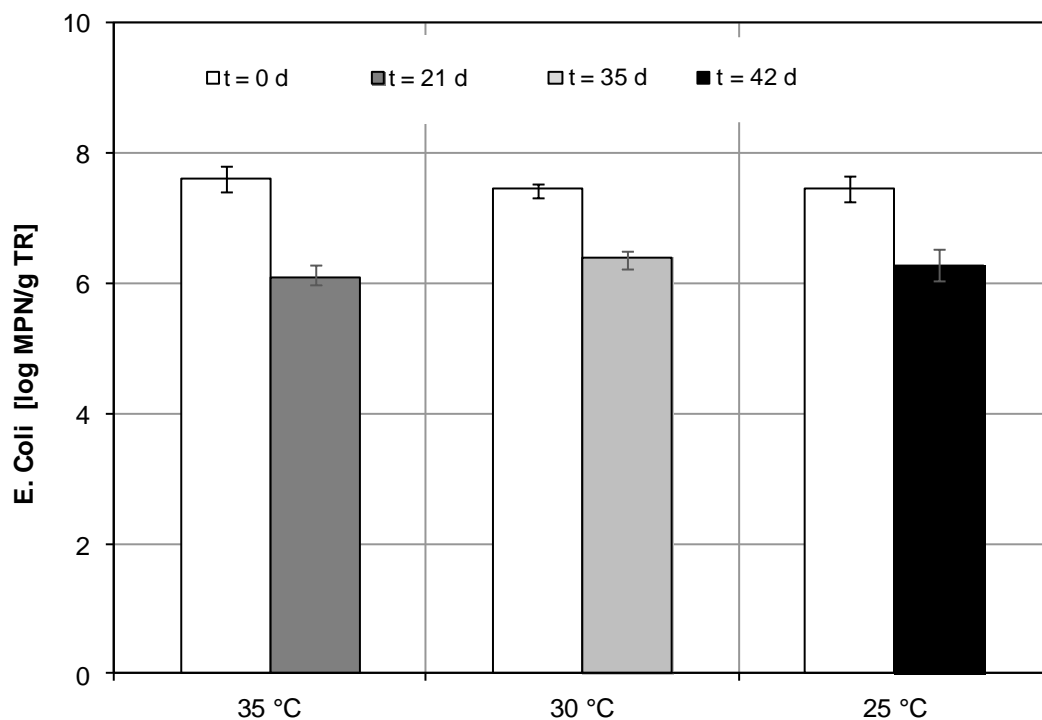


Abbildung 42: Anzahl an E. Coli der einzelnen Versuchsansätze (Mittelwert) bei der Faulung unter mesophilen Bedingungen

Analog zur Bestimmung der E. Coli Konzentrationen in den behandelten Schlämmen wurden die Untersuchungen zur Pflanzenverträglichkeit für die mesophil gefaulten Schlämme zu einem Probenahmezeitpunkt nahe des Stabilisierungsendpunktes durchgeführt. Zusätzlich wurden die unter psychophilen Temperaturen bedingt stabilisierten Schlämme nach siebenwöchiger Behandlung getestet. Die Ergebnisse des mittleren Frischmasseertrages beim Kressestest im Vergleich zum Kontrollansatz für zwei Klärschlamm-Erden-Gemische sind in Abbildung 43 dargestellt.

Die bei mesophilen Temperaturen vollstabilisierten Schlämme sind nach BGK-Kriterien (BGK, 1998) sowohl bei der Aufgabe von 25 als auch von 50 Masse-% Klärschlamm mit Frischmasseerträgen von mehr als 80 % des Ertrages im Kontrollversuch als phytotoxisch unbedenklich einzustufen. Für die Gemische mit dem geringen Masseanteil Klärschlamm sind hierbei sogar im Mittel bis zu 36 % Mehrertrag zu verzeichnen. Die unter psychophilen Bedingungen behandelten Klärschlämme hingegen erreichen in keinem der Ansätze den Schwellenwert für die phytotoxische Unbedenklichkeit. Die lediglich teilstabilisierten Klärschlämme sind somit für die stoffliche Verwertung ungeeignet.

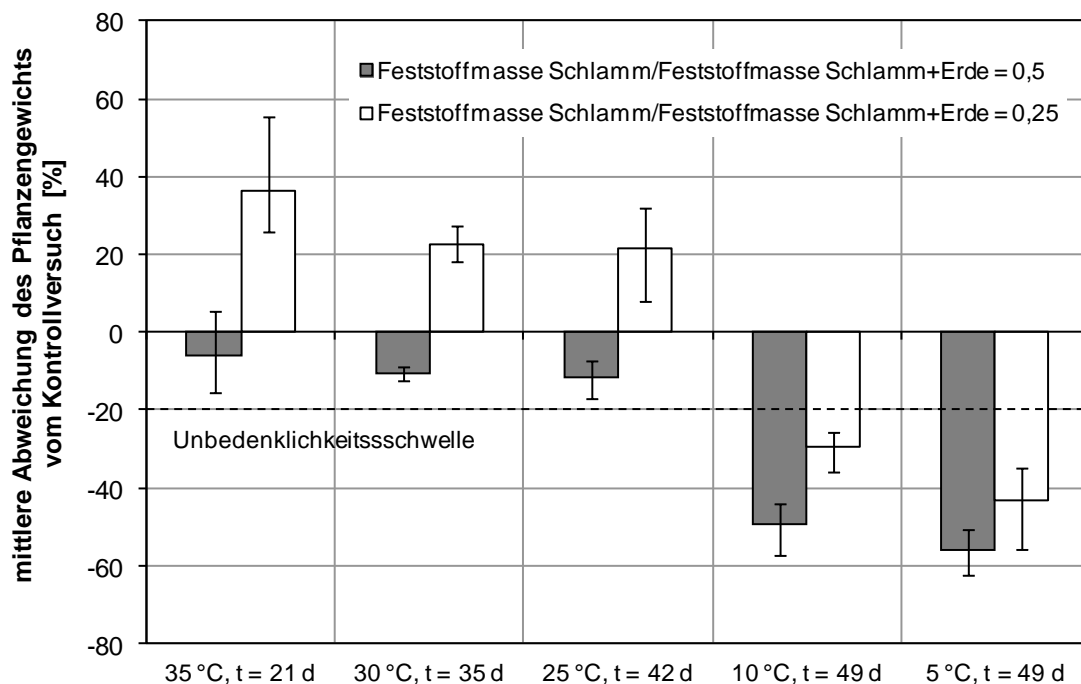


Abbildung 43: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Klärschlamm-Einheitserden-Gemischen (Mischprobe Klärschlamm aus den drei verschiedenen ÜS:PS-Ansätzen pro Temperatur) zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.1.4 Kompostierung

Die Darstellung und Diskussion der Untersuchungsergebnisse zur zweistufigen Kompostierung umfasst aufbauend auf Vorversuchen zum Selbsterhitzungsvermögen verschiedener Rottematerialien die Quantifizierung des Einflusses der Umgebungstemperatur auf die Maximaltemperaturen im Rottekörper und den Nährstoffumsatz (oTR, TOC und Stickstoff). Für die jeweils nötigen Behandlungszeiten bis zur Vollstabilisation werden der Sauerstoff- bzw. Luftbedarf und die Sickerwasserbelastung abgeleitet. Der Behandlungserfolg wird anhand der Reduktion an E. Coli sowie der Pflanzenverträglichkeit der Komposte bewertet (Abbildung 44).

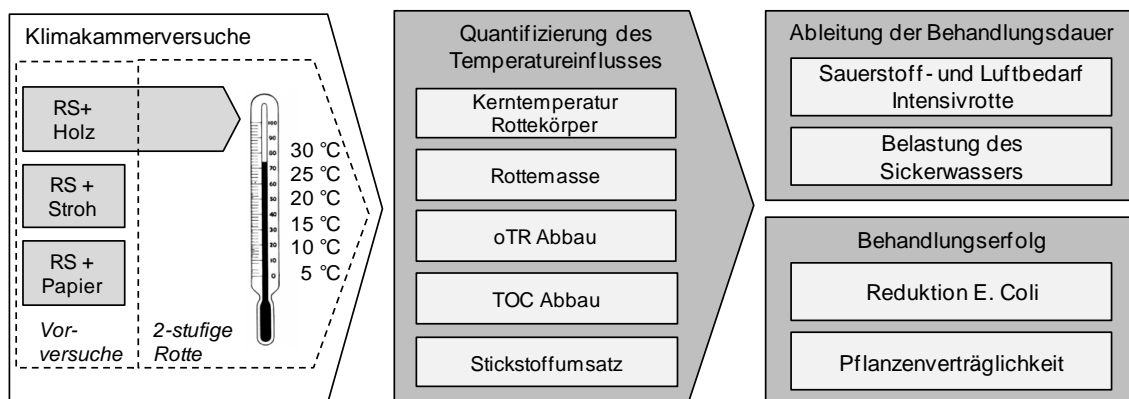


Abbildung 44: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Kompostierung von Klärschlamm mit organischen Strukturmitteln

7.1.4.1 Einfluss der Zusammensetzung des Rottematerials

Aus der Literatur ist bekannt, dass die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Rotte der pH-Wert und der Wasseranteil im Rottegut sind (Bidlemaier, 1980; Huang et al., 2005; Kranert und Cord-Landwehr, 2010). Beide Parameter werden durch die Zugabe organischer Strukturmittel bei der Co-Kompostierung von Klärschlämmen beeinflusst, wobei die pH-Werte im Ausgangsmaterial im Allgemeinen im neutralen und damit optimalen Bereich (Kranert und Cord-Landwehr, 2010) liegen. Auch die im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen verwendeten Schlammgemische weisen einen pH-Wert nahe des Neutralpunktes auf. Bei der Einstellung des Wassergehalts hingegen muss durch die Zugabe organischer Strukturmittel einerseits ein ausreichendes Porenvolumen für den Luftaustausch im Gemisch gewährleistet sein, gleichermaßen darf allerdings ein für die Stoffwechseltätigkeit notwendiger Mindestwassergehalt nicht unterschritten werden. Bei der Bioabfallkompostierung werden Wasseranteile von 40 bis 65 % empfohlen, abhängig von der Zusammensetzung des Rotteguts (Insam et al., 2002). Lange Zeit hielt sich die Meinung, organische Abfälle wären als Kohlenstoffquelle zur Anhebung des C:N-Verhältnisses im Klärschlamm notwendig.

Diese Aussage ist jedoch inzwischen widerlegt (Bidingmaier, 2000; ATV-DVWK-M 368, 2003). Vielmehr wird davon ausgegangen, dass Strukturmittel in erster Linie abbaufördernd durch die Durchlüftung des Haufwerks wirken (Tchobanoglous et al., 2003).

Zur Ermittlung des optimalen Wassergehalts für die Kompostierung von Rohschlamm mit den ausgewählten organischen Strukturmitteln Papier, Stroh und Holz, die als übliche Co-Substrate für Klärschlamm gelten (Bidingmaier, 1980), wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit das Selbsterhitzungsvermögen von Schlamm-Strukturmittel-Mischungen in 30-L-Ansätzen mit unterschiedlichem Wassergehalt über zehn Tage bei konstanten Umgebungstemperaturen von 25 °C getestet. Abbildung 45 stellt den Zusammenhang zwischen maximaler Rottetemperatur und Wassergehalt im Gemisch dar.

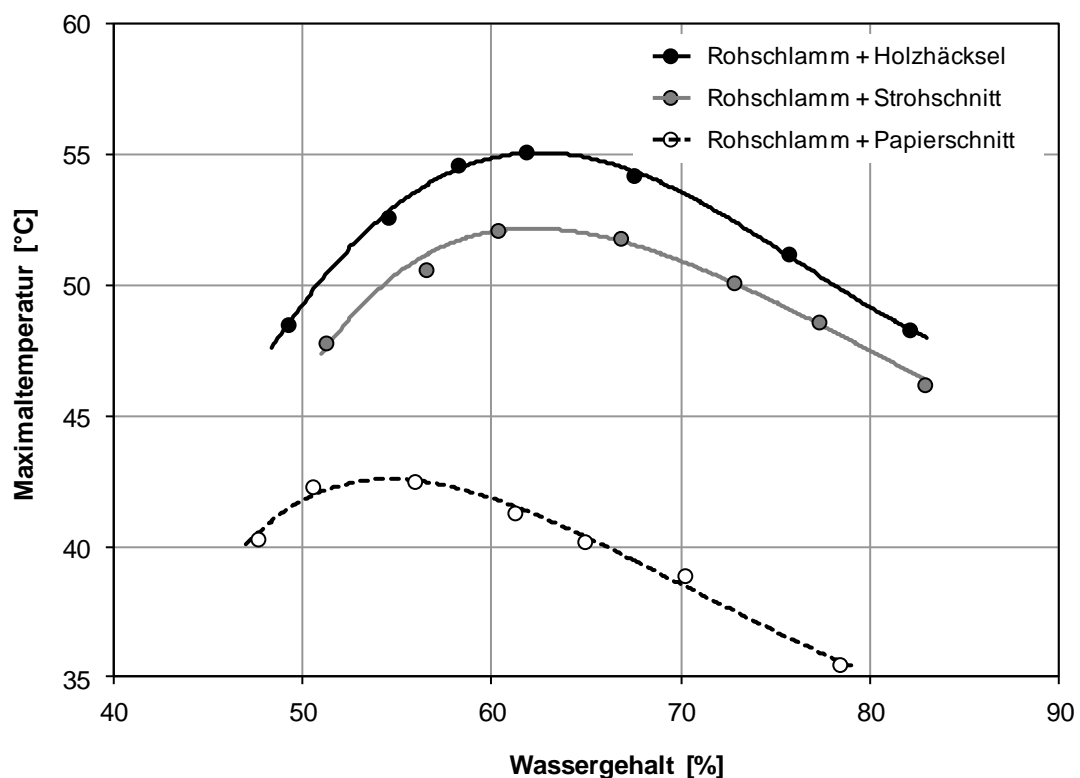


Abbildung 45: Maximaltemperatur im Rottekörper in Abhängigkeit des Wassergehalts im Gemisch von Rohschlamm mit Holzhäckseln, Stroh und Papier

Demzufolge liegt das Optimum für eine maximale Wärmeentwicklung in den Mischungen mit Holz und Stroh bei 58 bis 64 % Wasseranteil. Im Vergleich zu den Ansätzen mit Holzhäckseln ist die Temperaturentwicklung in den Ansätzen mit Strohschnitt allerdings deutlich niedriger. In den Mischungen mit Papier war insgesamt die geringste Wärmeentwicklung zu verzeichnen. Ein Temperaturmaximum lag hier bei niedrigeren Wassergehalten von rund 56 %. Papier

nimmt im Gemisch mit Klärschlamm umgehend Wasser auf und verliert insbesondere im Vergleich zu Holzhäckseln, die trotz hoher Wasseraufnahme dennoch formstabil bleiben, seine strukturgebende Funktion. Damit verringert sich der Luftporenvolumenanteil und die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen ist nicht mehr gewährleistet. Nach der zehntägigen Vorrotte deuteten Fäulnisgerüche und eine deutliche Schwarzfärbung in den Mischungsansätzen mit Papier zudem auf anaerobe Abbauprozesse hin, so dass eine Co-Kompostierung von Papierschnitt und Klärschlamm als ungeeignet bewertet wurde. Aufgrund der guten Ergebnisse zur Selbsterhitzung wurde daher in allen weitergehenden Untersuchungen ausschließlich die Co-Kompostierung von Rohschlamm mit Holzhäckseln in Mischungsansätzen mit etwa 60 % Wassergehalt betrachtet.

7.1.4.2 Quantifizierung des Temperatureinflusses auf die Rottetemperatur

Bei der Kompostierung beeinflussen die Temperaturbedingungen im Rottekörper maßgeblich den Rotteerfolg (vgl. Kapitel 2.2.1.3.). Insbesondere bei zwangsbelüfteten Mieten steht die Luft im Rottekörper allerdings auch im Austausch mit der Umgebungsluft, da die im Zuge der exothermen Stoffwechselprozesse frei werdende Wärmeenergie mit der Belüftung und durch Konvektion abgeleitet wird. Zudem bestimmt das Temperaturgefälle zur Umgebungsluft den Grad der Abstrahlungsverluste des Rottekörpers. Ein möglicher Einfluss der Umgebungstemperatur ist dabei während der Intensivrotte am entscheidendsten, da in dieser Phase die Selbsterhitzung maximal und damit auch der Stoffumsatz und das Desinfektionspotential am größten sind (Kranert und Cord-Landwehr, 2010). Inwiefern die Temperatur der Umgebungsluft die Temperatur im Rottekörper während der Intensivrotte und damit den aeroben Abbau beeinflusst, wurde daher in Versuchen mit Zwangsbelüftung für jeweils ca. 100 L Rottematerial bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen von 5 bis 30 °C untersucht. Die Temperaturentwicklung in den einzelnen Ansätzen zeigt, dass sich die Lufttemperatur in der Anlauf- und der intensiven Abbauphase deutlich auf den zeitlichen Verlauf der Eigenerwärmung und die maximal erreichbaren Temperaturen im Rottekörper auswirkt (Abbildung 46).

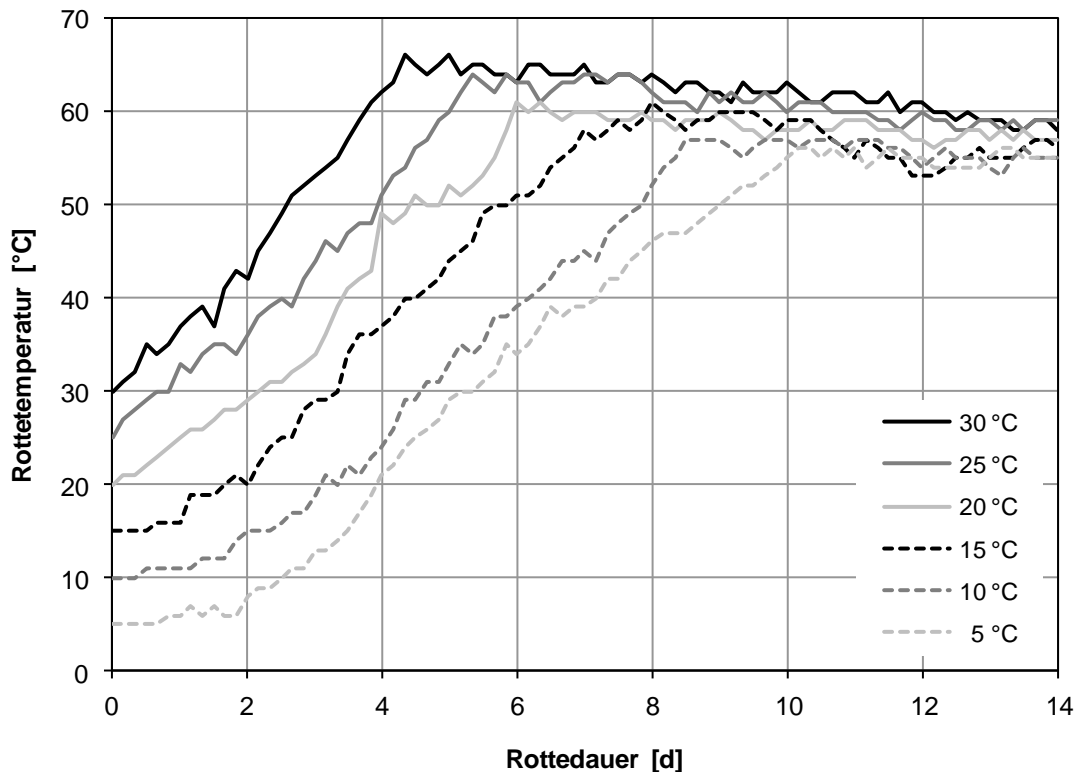


Abbildung 46: Selbsterhitzung bei 14-tägiger Intensivrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen (Ansatz Holz:RS= 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %, Temperaturmessung im Kern)

Demnach ist im psychrophilen Milieu eine Verzögerung des Temperaturanstiegs von rund 1,8 Tagen bei 5 °C, von etwa 1,5 und 0,8 Tagen bei 10 und 15 °C erkennbar. Nach ungefähr sieben bis neun Tagen werden in den einzelnen Ansätzen Maximaltemperaturen von 56 bis 61 °C erreicht. Bei 20 bis 30 °C Umgebungstemperatur ist keine eindeutige Verzögerung des Abbaugeschehens zu beobachten, die Temperatur im Rottekörper steigt nahezu linear von Beginn an bis auf 66 °C innerhalb von vier bis sechs Tagen. Betrachtet man lediglich den linearen Temperaturanstieg in allen Ansätzen abzüglich der Anlaufphase bei den niedrigen Untersuchungstemperaturen, so errechnet sich mit zunehmender Lufttemperatur eine zunehmende Steigerung der Eigenenerwärmung von 6,1 °C/d bei 5 °C bis zu 8,4 °C/d bei 30 °C (Tabelle 33). Die exotherme Wärmeentwicklung steigt demnach mit der Umgebungstemperatur während der Intensivrotte zunächst an, bis im thermophilen Bereich ein hohes Temperaturniveau über mehrere Tage gehalten wird. Die Rottemasse ist somit auch bei Zwangsbelüftung unter niedrigen Temperaturen in den verwendeten Rotteboxen nicht systematisch ausgekühlt.

Tabelle 33: Maximaltemperatur und linearer Temperaturanstieg in der Abbauphase bei der Kompostierung bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen (Ansatz Holz:RS = 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %)

.		5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
T_{max,Rotte}	[°C]	56	57	61	61	64	66
Δ T_{Abbauphase}	[°C/d]	6,1	6,1	6,3	6,8	7,4	8,4

Studien anderer Autoren belegen ebenfalls, dass die Umgebungstemperatur überwiegend die Vermehrung der am Abbau beteiligten psychrophilen und mesophilen Mikroorganismen beeinflusst, die für die Temperaturzunahme in der Abbauphase verantwortlich sind. Vor allem im thermophilen Bereich jedoch scheint die mikrobielle Wärmeproduktion den Einfluss der Umgebungstemperatur zu überdecken. Es wird ein hohes Temperaturniveau unabhängig von den Umgebungsbedingungen beibehalten, solange Abstrahlungsverluste gering gehalten werden (Finstein et al., 1986; Fogiel et al., 1999; Huang et al., 2005).

Im Anschluss an die 14-tägige Intensivrotte erfolgte jeweils eine offene Kompostierung des Materials im Haufwerk ohne Zwangsbelüftung. Das Material wurde ein- bis zweimal pro Woche händisch umgeschichtet und dabei bewässert, sofern der Wassergehalt unter 50 % sank. Während dieser Nachrottephase erhitze sich das Material weitaus geringer über das Umgebungstemperaturniveau als während der Intensivrotte. In den Temperaturprofilen in Abbildung 47 ist deutlich erkennbar, dass das Wenden des Materials jeweils einen Abfall und nach mehrstündiger Verzögerung einen erneuten Anstieg der Rottekerntemperaturen bewirkte. Tendenziell sank die Rottetemperatur über die siebenwöchige Behandlungsdauer in den Ansätzen bei mehr als 15 °C Umgebungstemperatur nahezu linear. Ab der fünften Woche konnte im Gegensatz zu den Ansätzen bei 10 und 5 °C keine Temperatursteigerung mehr nach dem Wenden verzeichnet werden.

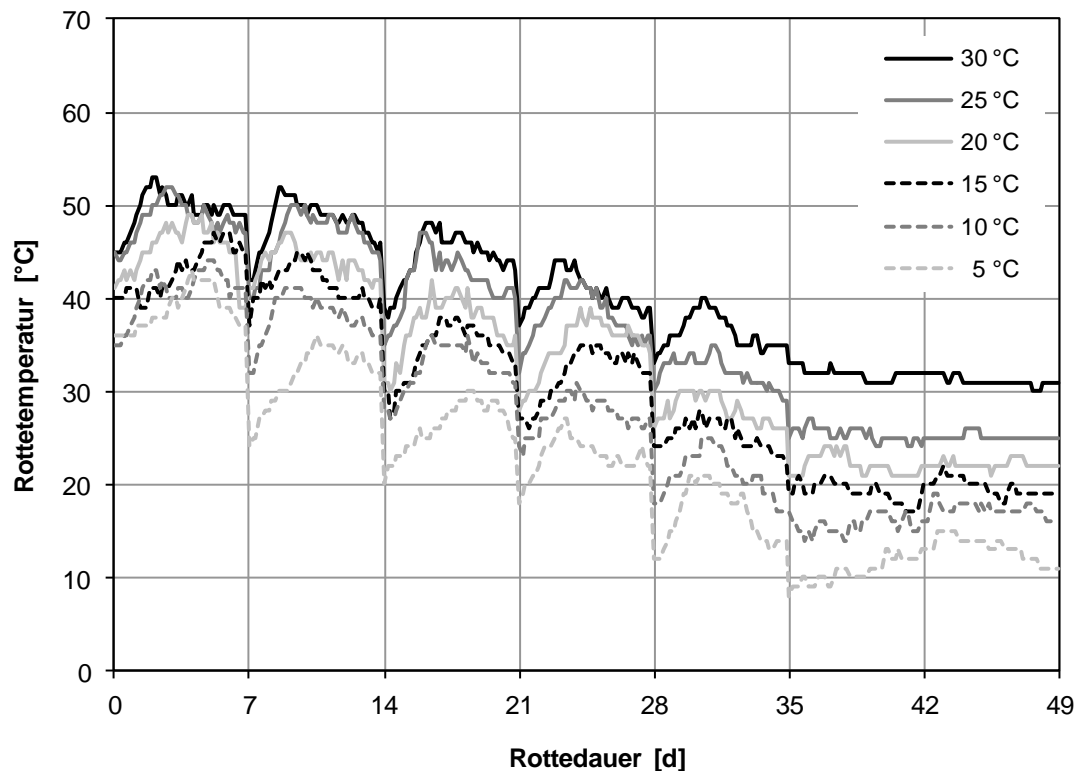


Abbildung 47: Kerntemperatur in der Nachrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen, Umsetzen jeweils nach sieben Tagen (Ansatz Holz:RS = 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %, Temperaturmessung im Kern)

Diese für den fortgeschrittenen Kompostierungsprozess typische Temperaturentwicklung ist darauf zurückzuführen, dass während der Nachrotte im Allgemeinen eine Umbildung der Biozönose von thermo- zu mesophilen Arten erfolgt. Im Anschluss an den Abbau leicht verfügbarer organischer Substanzen in der Intensivrotte veratmen diese Mikroorganismen die verbleibenden höher molekularen Verbindungen. Die Rottemperatur sinkt (Tchobanoglous et al., 2003). Mit jedem Umsetzungsvorgang findet eine intensive Befeuchtung und Belüftung sowie eine Neuversorgung mit organischem Material aus den Randbereichen des Haufwerks statt, so dass eine erneute Selbsterhitzung zu beobachten ist. Der Wiederanstieg der Kerntemperatur ist dabei offenbar von der Temperatur der Umgebungsluft beeinflusst, so dass bei niedrigen Temperaturen und entsprechend stärkerer Abkühlung das Temperaturniveau vor dem Wenden nicht wieder erreicht wird. Dieser Effekt wird dadurch verstärkt, dass sich während der gesamten Rottezeit die Masse organischen Materials reduziert. Im Haufwerk steigt demnach das Verhältnis von Oberfläche zu Volumen an. Damit reduziert sich ebenfalls der Isolationseffekt des Rottekörpers (vor allem im Versuchsmaßstab) und der Wärmeaustausch mit der Umgebungsluft nimmt mit steigendem Temperaturgefälle von Rottetemperatur zu Umgebungsluft zu.

7.1.4.3 Quantifizierung des Temperatureinflusses auf den Stoffumsatz

Während der Intensiv- und der Nachrotte reduzieren sich die Massen verwendeten Ausgangsmaterials in den einzelnen Versuchsansätzen. Die Wassergehalte werden dabei während der Nachrotte auf rund 60 % eingestellt um einem Austrocknen besonders bei hohen Umgebungstemperaturen entgegenzuwirken. Da somit die Wasseranteile an der Kompostmasse nur geringfügig schwanken, lässt sich ein Vergleich der Rottemassen nach den einzelnen Rottephasen ziehen. Abbildung 48 stellt die anteilig an der Ausgangsmasse erhaltene Rottemasse nach der 14-tägigen Intensivrotte (links) und nach der Nachrotte (rechts) für die einzelnen Untersuchungstemperaturen dar.

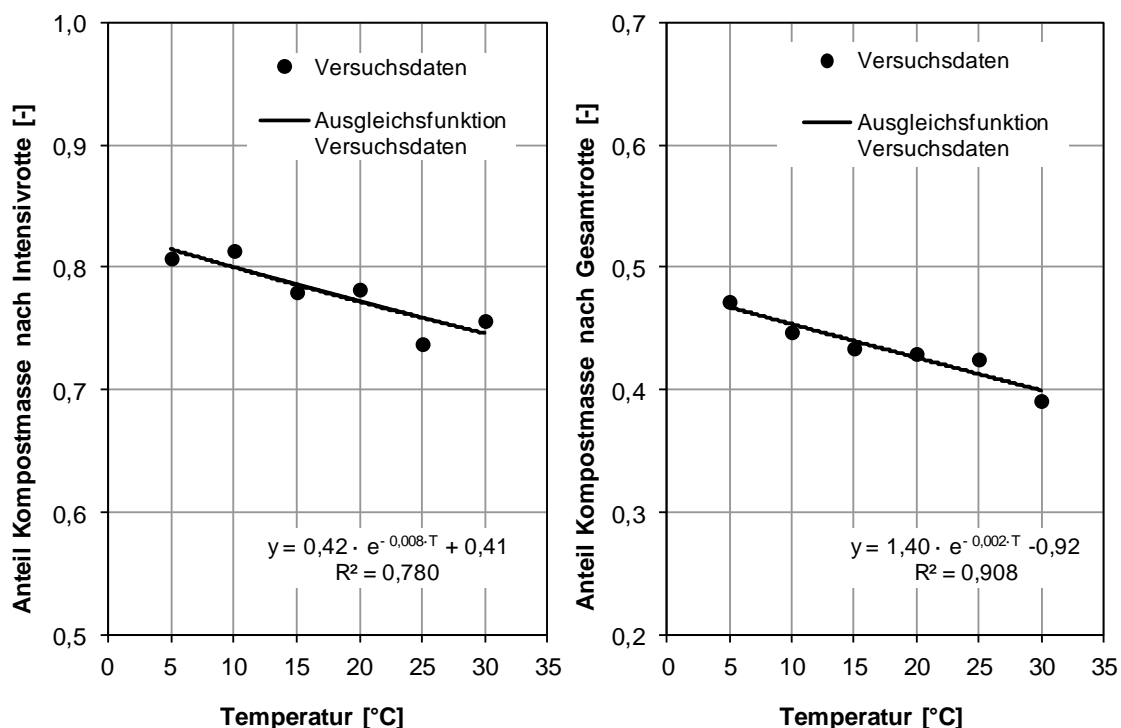


Abbildung 48: Massereduktion nach der Intensiv- (links) und der Gesamtrotte (rechts) in Bezug auf die Rohmasse des Ausgangsmaterials (= 1)

Nach der Intensivrotte sind noch zwischen 74 und 81 % der Rohmasse des Ausgangsmaterials vorhanden, in der Nachrotte erfolgt eine Reduktion auf 40 bis 47 %. Mit steigenden Temperaturen ist die Massenreduktion höher. Über kinetische Ausgleichsfunktionen ersten Grades ergibt sich ein funktioneller Zusammenhang zwischen Rottemassereduktion und Temperatur. Ein Vergleich der Reaktionskoeffizienten (Funktionsgleichungen in Abbildung 48) zeigt, dass die Umgebungstemperatur vor allem die Massenreduktion in der Intensivrotte beeinflusst.

Diese allgemeine Beobachtung des erhöhten Stoffumsatzes bei hohen Intensivrotte-temperaturen lässt sich auch für die organische Substanz, die als TOC erfassten organischen Kohlenstoffverbindungen und den Kjeldahlstickstoff nachweisen. So wurde etwa die Hälfte der insgesamt abgebauten organischen Feststoffmasse bzw. des insgesamt abgebauten TOC bei Umgebungstemperaturen von 30 bis 20 °C bereits in der 14-tägigen Intensivrotte umgesetzt (Abbildung 49). In der nachfolgenden siebenwöchigen Nachrotte erfolgte ein weiterer Abbau der organischen Substanz auf insgesamt über 50 % in allen Ansätzen bzw. des TOC auf über 38 bis 43 %.

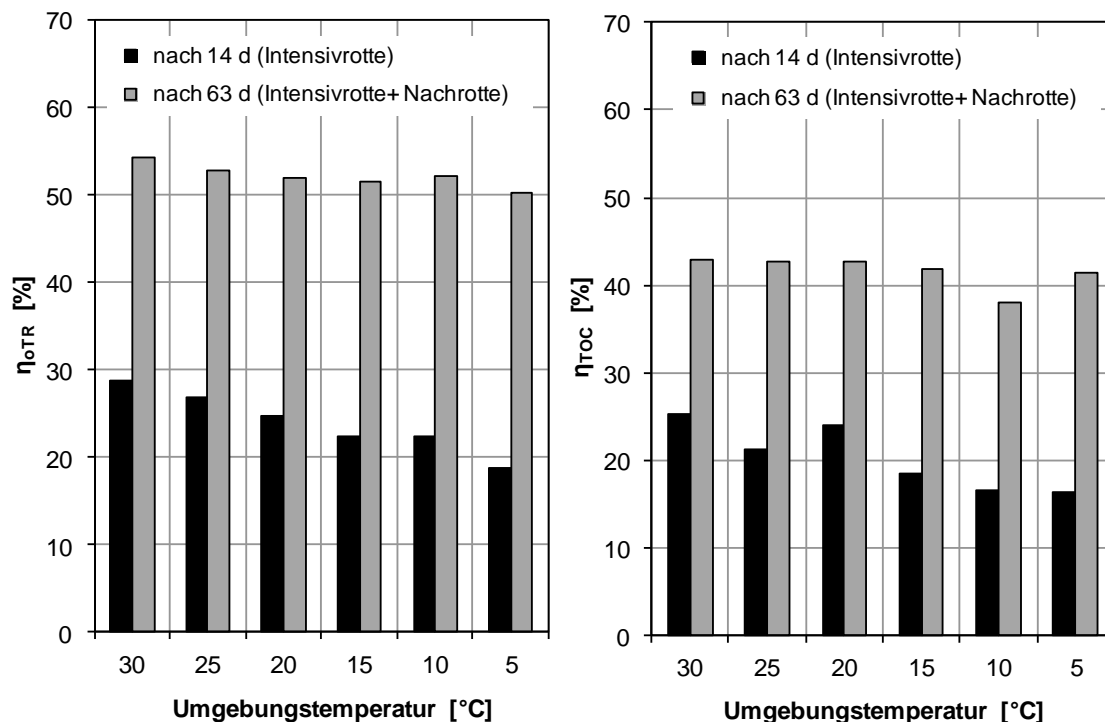


Abbildung 49: Abbaugrad organischer Feststoffe (links) und des TOC (rechts) nach Intensiv- und Gesamtrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen (Ansatz Holz:RS = 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %)

Der zeitliche Verlauf des Stoffumsatzes, exemplarisch anhand des Abbaus der organischen Substanz für vier Umgebungstemperaturen in Abbildung 50 dargestellt, korreliert mit den Beobachtungen zur Temperaturentwicklung in den einzelnen Ansätzen. Bei hohen Umgebungstemperaturen trat während der Intensivrotte ein schneller Anstieg der mikrobiellen Aktivität mit hoher Temperaturentwicklung ein (vgl. Abbildung 46), so dass leicht verfügbares Material rasch umgesetzt wurde. Bei niedrigeren Temperaturen wurden die Maximaltemperaturen im Haufwerk (vgl. Abbildung 46) erst mit etwa einwöchiger Verzögerung erreicht, so dass hier der Umsatz während der Intensivrotte entsprechend geringer war. Insgesamt lassen sich die Versuchsdaten zum Abbau der organi-

schen Substanz über die Gesamtröttezeit mit kinetischen Ausgleichsfunktionen erster Ordnung annähern, allerdings bilden die Modellfunktionen die lag-Phase in den ersten Tagen der Intensivrotte bei niedrigen Temperaturen (Abbildung 50, grau markiert) nicht ab.

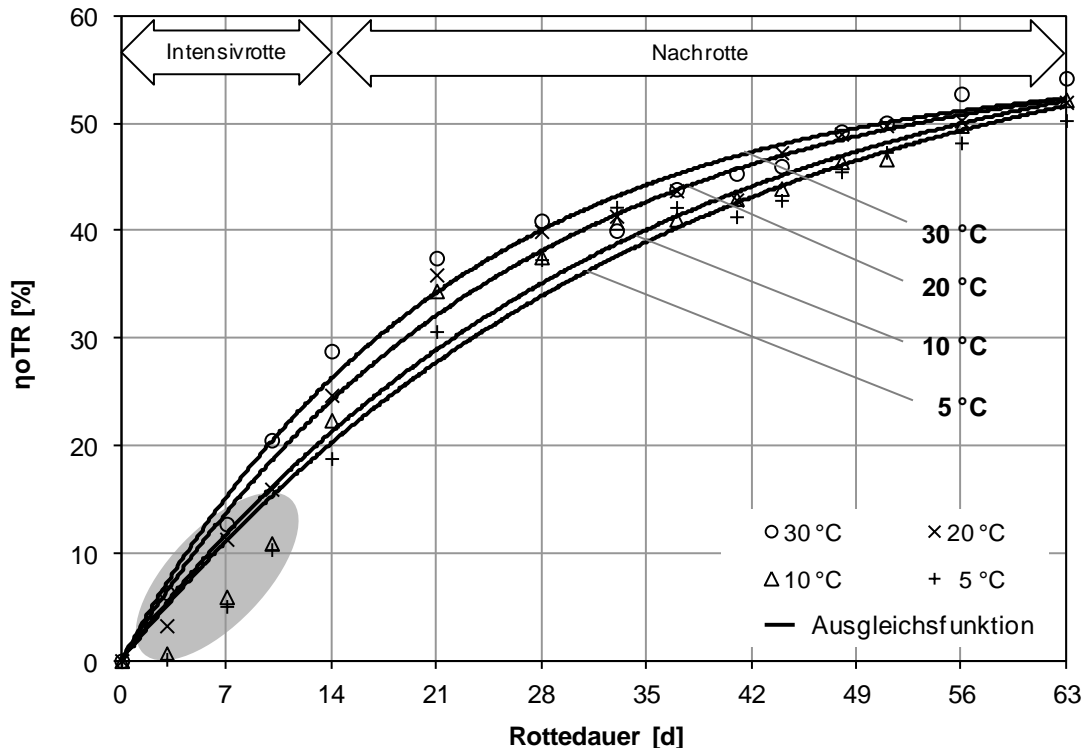


Abbildung 50: Abbaugrad organischer Feststoffe über die Gesamtröttezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen (Ansatz Holz: RS = 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %)

Im Hinblick auf den Umsatz des Stickstoffes wird in Abbildung 51 deutlich, dass ein Großteil des Kjeldahlstickstoffs in den einzelnen Ansätzen allein während der Intensivrotte umgesetzt wurde. Je niedriger die Umgebungstemperatur, desto geringer die weitergehende Massenreduktion während der Nachrotte. Insgesamt reduzierten sich die als Kjeldahlstickstoff bestimmten Stickstoffmassen während der Gesamtrötte ungefähr um ein Drittel bei Umgebungstemperaturen größer 20 °C, bei niedrigeren Temperaturen um 21 bis 28 %.

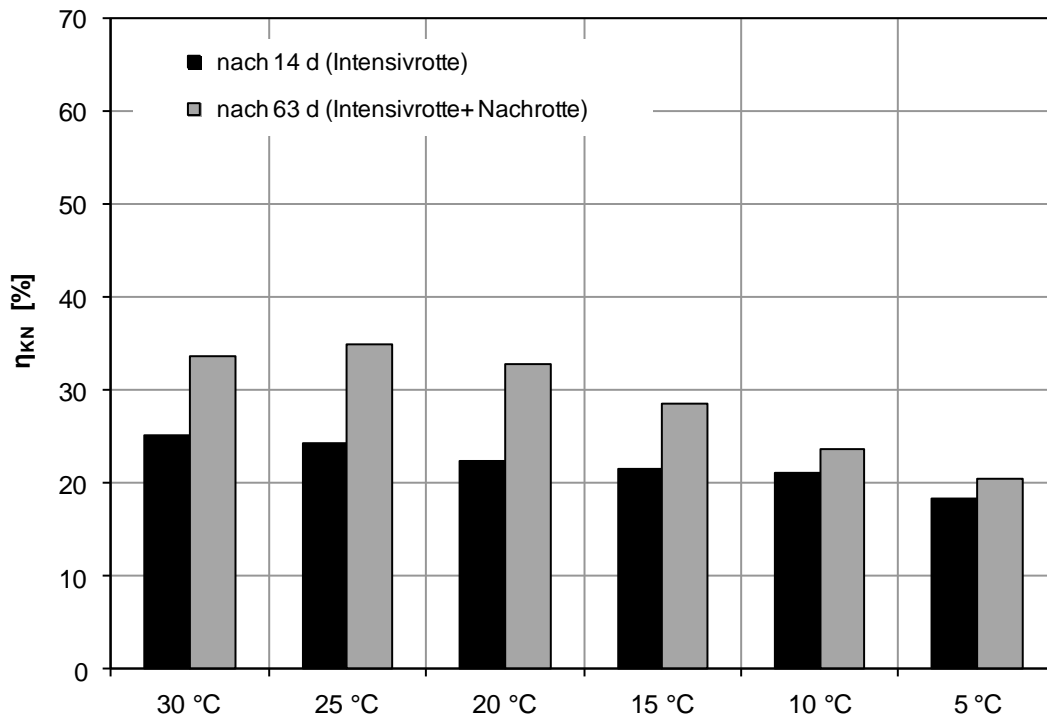


Abbildung 51: Reduktion an KN nach Intensiv- und Gesamtrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen (Ansatz Holz: RS = 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %)

Es ist davon auszugehen, dass der im Ausgangsmaterial in erster Linie organisch gebundene Stickstoff während der Rotte mineralisiert wurde und in Form von Ammoniak mit Wasserdampf und CO_2 aus der Rotte ausgetragen wurde. Untersuchungen des während der Intensivrotte aufgetretenen Sickerwassers zeigten in allen Ansätzen zwar relativ hohe Ammoniumstickstoffgehalte. Die Sickerwassermenge insgesamt war allerdings sehr gering, als dass die Sickerwässer eine Senke für den mineralisierten Stickstoff darstellen könnten. Darüber hinaus enthielten die Sickerwässer nur verhältnismäßig geringe Konzentrationen oxidierter Stickstofffraktionen, die eine anderweitige Erklärung für den Stickstoffverbleib im Sickerwasser zuließen.

Im Allgemeinen treten gasförmige Stickstoffverluste bei der Kompostierung überwiegend bei hohen pH-Werten und thermophilen Temperaturen auf (Gottschall, 1984), so dass die Verluste bei der Intensivrotte i.d.R. am stärksten sind. In den vorliegenden Rotteversuchen lagen die pH-Werte in der Intensivrotte zwischen 7,3 und 8,1 und somit im leicht alkalischen Bereich. Bei diesen pH-Werten und den beobachteten hohen Temperaturen im Rotteinneren von 56 bis 66 °C verschiebt sich das Dissoziationsgleichgewicht von Ammonium und Ammoniak derart, dass über 40 % als strippbares Ammoniak vorliegen (Rautenbach et al., 1995), das mit der Zwangsbelüftung ausgetrieben werden kann.

Untersuchungen anderer Autoren zur Kompostierung von Klärschlamm in Rotteboxen bestätigen das Auftreten gasförmiger Stickstoffverluste von bis zu 50 % der Anfangsgehalte für einen ähnlichen pH-Werte Bereich von 7,4 bis 8,5 (Morisaki et al. (1989); Kulikowska und Klimiuk (2011)).

Die deutliche Verringerung gasförmiger Stickstoffverluste in der Nachrotte ist demnach den geringeren pH-Werten von 7,1 bis 7,5 und den allmählich abfallenden Temperaturen zuzuschreiben. Zudem fehlt die Zwangsbelüftung, mit der der Stickstoff verstärkt ausgestrippt werden kann. Banegas et al. (2007) beschreibt darüber hinausgehend die Möglichkeit, dass bei sinkenden Rottetemperaturen nach der intensiven Abbauphase Stickstoff durch mesophile Organismen fixiert wird und somit Verluste kompensiert werden können. Eine vermehrte Stickstoffassimilation bei der länger andauernden mesophilen Phase der Rotte unter niedrigeren Temperaturbedingungen konnte im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen allerdings nicht erfasst werden.

Betrachtet man die Nährstoffe Kohlenstoff und Stickstoff im Verhältnis, so liegen die Gemische aus Klärschlamm und Holzhäckseln im für die Kompostierung als optimal empfohlenen Bereich von 20 bis 35 (Bidlemaier, 1980; Thomé-Kozmiensky, 1998). Die in Abbildung 52 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass sich die C:N-Verhältnisse während der Rotte von anfänglich 22 bis 24 auf 17 bis 20 verringerten, wobei in den Versuchen bei niedrigen Umgebungstemperaturen tendenziell die geringsten C:N-Verhältnisse im Fertigkompost vorliegen.

Somit spiegelt sich hier der o.g. Umsatz der Kohlenstoff- und Stickstofffraktionen wieder: Während der thermophilen Temperaturen in der Intensivrotte waren sowohl die Reduktion der Kohlenstoffverbindungen als auch die Stickstoffverluste für die einzelnen Umgebungsbedingungen vergleichbar hoch. Das C:N-Verhältnis im Rottematerial nach der Intensivrotte änderte sich gegenüber dem Nährstoffverhältnis im Ausgangsmaterial nur geringfügig. Bei der anschließenden Mietenkompostierung traten bei niedrigeren Umgebungstemperaturen im Vergleich zum Kohlenstoffabbau jedoch deutlich geringere Stickstoffverluste auf, so dass sich das Nährstoffverhältnis in diesen Ansätzen verengte.

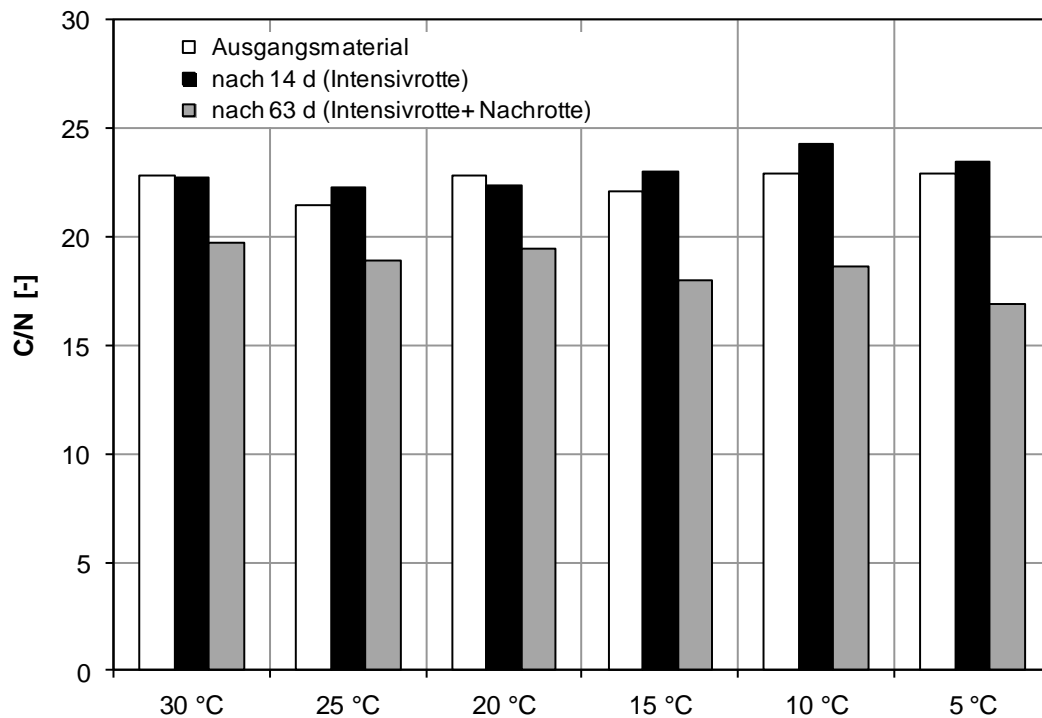


Abbildung 52: C:N-Verhältnis im Rohmaterial, sowie nach Intensiv- und Gesamttrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen (Ansatz Holz: RS = 70:30 Vol.-%, Wassergehalt ca. 60 %)

Die hohe Versuchsdatendichte zum Gesamtabbau der organischen Substanz ermöglicht anhand der Reaktionskoeffizienten der Modellfunktionen (vgl. Abbildung 50, Funktionsparameter siehe Anhang) eine Parametrisierung der Arrheniusgleichung und somit eine Quantifizierung der Temperaturabhängigkeit.

$$k_{oTR}(T) = k_{oTR,30} \cdot 1,019^{(T-30)}$$

In Tabelle 34 sind die Reaktionskoeffizienten des Versuchsdatenfits und diejenigen, die sich aus dem Arrheniuszusammenhang berechnen lassen, aufgeführt.

Tabelle 34: Reaktionskoeffizienten für den Abbau der organischen Substanz bei der Kompostierung nach Versuchsdaten (kursiv: angepasste Abbaufunktion) und nach der Arrheniusfunktion berechnet (Standard)

	5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C	Korre- lation
k_{oTR}	<i>0,028</i>	<i>0,031</i>	<i>0,034</i>	<i>0,039</i>	<i>0,046</i>	<i>0,046</i>	
$[1/d]$	0,028	0,031	0,034	0,038	0,042	0,046	0,917

Für die aus den Versuchsdaten abgeleiteten Reaktionskoeffizienten der kinetischen Ausgleichsfunktionen und den berechneten Koeffizienten nach der Arrheniusgleichung ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von 0,917. Der Arrheniuszusammenhang ist somit zur Beschreibung der Temperaturabhängigkeit des Stoffumsatzes bei der Kompostierung gleichermaßen wie bei der Flüssigschlammstabilisierung zulässig. Pro Grad Temperatursteigerung nimmt der Umsatz der organischen Substanz um 1,9 % zu. Im Vergleich zur aeroben Flüssigschlammstabilisierung (vgl. Kapitel 7.1.2) ist die Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur somit geringer.

Untersuchungen zur Quantifizierung der Temperaturabhängigkeit des Kompostierungsprozesses liegen in der Literatur gegenüber entsprechenden Ergebnissen für die Flüssigschlammstabilisierung nur vereinzelt vor. Die sehr unterschiedliche Gestaltung des Rotteprozesses (u.a. Art und Mischungsverhältnisse der Ausgangsmaterialien, Art und Dauer der Intensiv- und Nachrotte, Rottegeometrie, Art und Umfang der Zwangsbelüftung) erschwert zudem die Vergleichbarkeit der Ergebnisse. In Studien von Kulikowska und Klimiuk (2011) wurden in einem der vorliegenden Untersuchungen ähnlich aufgesetzten Rotteprozess von Klärschlamm und Rapsstroh Reaktionskoeffizienten für den Umsatz organischer Substanz von 0,025 bis 0,050 d⁻¹ angegeben. Bei separater Betrachtung der zwangsbelüfteten Intensivrotte lagen die Reaktionsraten um eine Größenordnung höher. Albuquerque et al. (2009) ermittelten für die Kompostierung von Schlämmen aus der Olivenölproduktion mit verschiedenen organischen Strukturmitteln Reaktionskoeffizienten von 0,008 bis 0,023 d⁻¹ ohne genauere Angabe über den Rotteprozess. Beide Autoren geben keine Auskunft über die Umgebungsbedingungen.

7.1.4.4 Notwendige Behandlungsdauer bis zur Vollstabilisation

Setzt man das in Kapitel 6.1.2 diskutierte Behandlungskriterium mit einer Reduktion der organischen Substanz um 50 % an, so können die in Tabelle 35 dargestellten Rottezeiten anhand der Modellfunktionen für den Abbau der organischen Feststoffmasse (vgl. Abbildung 50) abgeleitet werden. Die Behandlungsdauer bezieht sich auf eine zweiwöchige intensive eingehauste Rotte und eine offene Nachrotte in Mieten bis zum gewünschten Abbaugrad.

Gleichzeitig erfolgte zu den jeweiligen Probennahmen nahe der ermittelten Behandlungszeit nach Tabelle 35 die Bestimmung des Rottegrades im Selbsterhitzungsversuch. Alle Komposte erreichten den Rottegrad IV bis V und sind somit bei einem Abbaugrad von rund 50 % als Fertigkompost einzustufen.

Tabelle 35: Behandlungszeiten für die zweistufige Rotte von Rohschlamm mit Holzhäckseln bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen

		5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
$t_{\text{Gesamtrotte}}$	[d]	60	56	54	52	51	49

Für die Intensivrottephase bei der Kompostierung lässt sich der maximale Sauerstoff- und Luftbedarf unter Berücksichtigung des erzielten Abbaugrads und der Rottekerntemperaturen für die einzelnen Umgebungstemperaturen bestimmen (Abbildung 53). Analog zum Kapitel 7.1.2 wird von einem Sauerstoffverbrauch von $3 \text{ kg O}_2/\text{kg oTR}_e$ ausgegangen. Der maximale spezifische Sauerstoffbedarf beträgt damit für die betrachtete Umgebungstemperaturspanne von 5 bis 30°C zwischen $0,04$ und $0,06 \text{ kg O}_2/(\text{kg oTR}_0 \cdot \text{d})$, entsprechend $0,55$ bis $0,85 \text{ m}^3 \text{ Luft}/(\text{kg oTR}_0 \cdot \text{d})$ bei einem Ausnutzungsgrad des Luftsauerstoffs von 30% (vgl. Kapitel 4.5.5). Die funktionelle Beschreibung der Temperaturabhängigkeit des Sauerstoff- und Luftbedarfs anhand von Exponentialgleichungen ergibt eine gute Approximation an die Versuchsdaten.

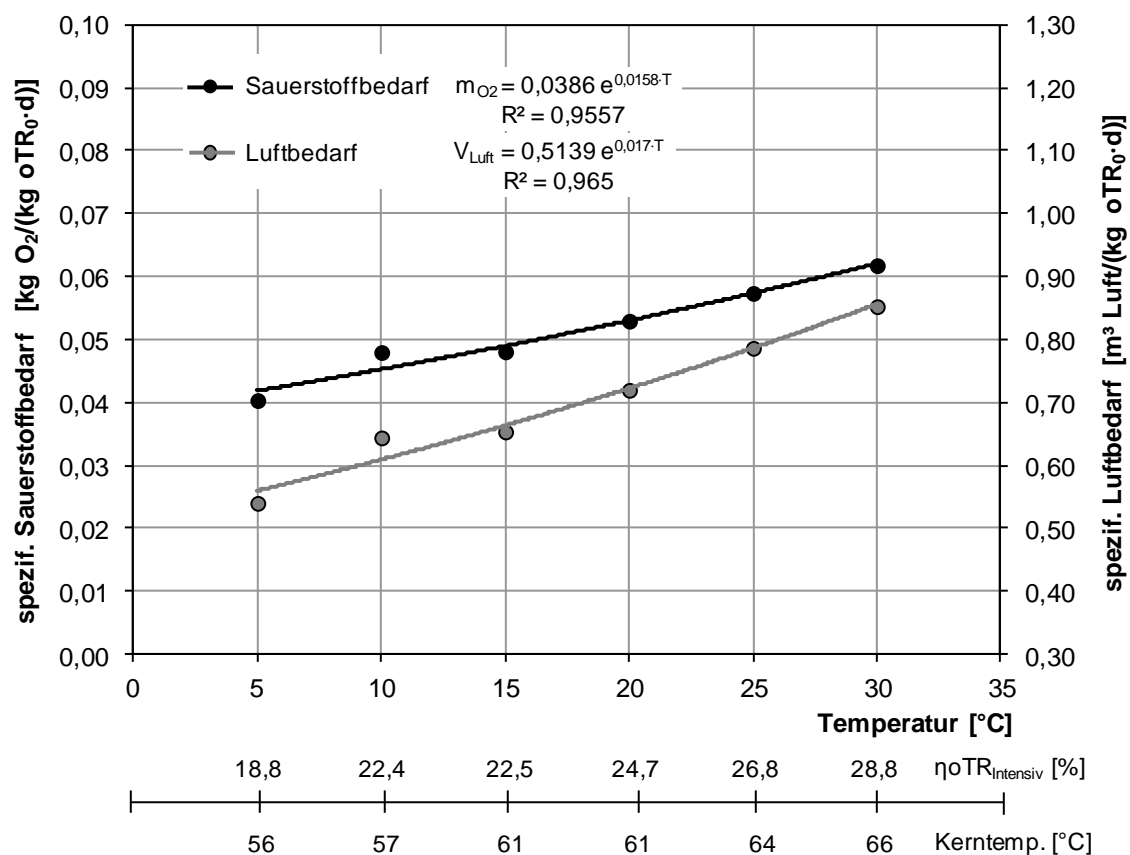


Abbildung 53: Sauerstoff- und Luftbedarf für die 14-tägige Intensivrotte ($f_{\text{O}_2} = 3 \text{ kg O}_2/\text{kg oTR}_e$, ηoTR und Kerntemperaturen nach Tabelle 33, $p_{\text{Luft}} = 1.013 \text{ mbar}$)

Während der Rotteversuche trat in allen Ansätzen lediglich während der eingehausten Intensivrotte Sickerwasser auf und wurde nach Abschluss dieser Rottephase als Sammelprobe entnommen. In Tabelle 36 sind Menge und Qualität der Wässer aufgeführt. Eine Abhängigkeit der Sickerwasserzusammensetzung von den Umgebungsbedingungen der Rotte ist nicht erkennbar. Insgesamt sind die Sickerwasservolumina als sehr gering einzustufen. Sie betragen in Bezug auf das Ausgangsmaterial lediglich 4 bis 16 L/Mg und liegen damit deutlich unterhalb der Richtwerte von 10 bis 60 L/Mg Rohmaterial von Loll (1994). Nichtsdestotrotz weisen die Wässer eine nicht unerhebliche organische Belastung auf. Da allerdings in der offenen Nachrotte der Feuchtegehalt des Substrates reguliert werden muss, kann das Sickerwasser einen Teil des Wasserbedarfs zur Befeuchtung der Miete kompensieren. Somit fällt kein behandlungsbedürftiges Prozesswasser zur Entsorgung an.

Tabelle 36: Sickerwasseranfall und -belastung bei der Intensivrotte

	Vol.	AFS	CSB	BSB₅	NH₄-N	NO₃-N	NO₂-N	PO₄-P
	[L/Mg RM]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]	[mg/L]
30 °C	6,46	638	21.750	8.500	270	21,2	0,46	12,68
25 °C	4,00	775	15.875	6.200	431	5,41	2,53	15,31
20 °C	8,26	199	14.100	7.500	210	2,75	0,28	10,20
15 °C	15,27	561	22.624	14.800	330	36,7	0,0	11,75
10 °C	10,88	966	35.060	13.500	566	15,2	7,41	16,24
5 °C	16,15	912	24.250	10.250	408	8,55	3,09	14,38

7.1.4.5 Behandlungserfolg

Als Prozesskontrollparameter für die Desinfektion bei der Kompostierung gilt die Gewährleistung thermophiler Temperaturen über einen definierten Zeitraum. Nach ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2 (1988a,b) und LAGA (1995) werden für ein seuchenhygienisch unbedenkliches Kompostprodukt Rottemperaturen größer 55 °C über zwei Wochen oder alternativ größer 65 °C über eine Woche empfohlen. Tabelle 37 zeigt die Anzahl der Tage mit Überschreitungen von mindestens 55 und 60 °C im Rottekörper, ermittelt aus der in vierstündiger Auflösung erfassten Kerntemperatur während der Intensiv- und Nachrotte. Lediglich bei 30 °C Umgebungstemperatur wurden kurzfristig Temperaturen über 65 °C (vgl.

Tabelle 33) erreicht, so dass in keinem der Ansätze die Empfehlungen für eine ausreichende Desinfektion eingehalten sind. Dennoch reduzierte sich über die Gesamtrotte der Indikator *E. Coli* beachtlich von 6,1 bis 6,3 log MPN/g TR im Ausgangsmaterial um 2,8 (10 °C) bis 4,6 (30 °C) log-Einheiten bei Probenahme nahe dem definierten Behandlungsendpunkt (Abbildung 54).

Tabelle 37: Anzahl der Tage mit Überschreitung der Rottekerntemperatur von 55 und 60 °C bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen

	5 °C	10 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
T ≥ 55 °C	3	5	7	9	10	11
T ≥ 60 °C	0	0	1	2	7	9

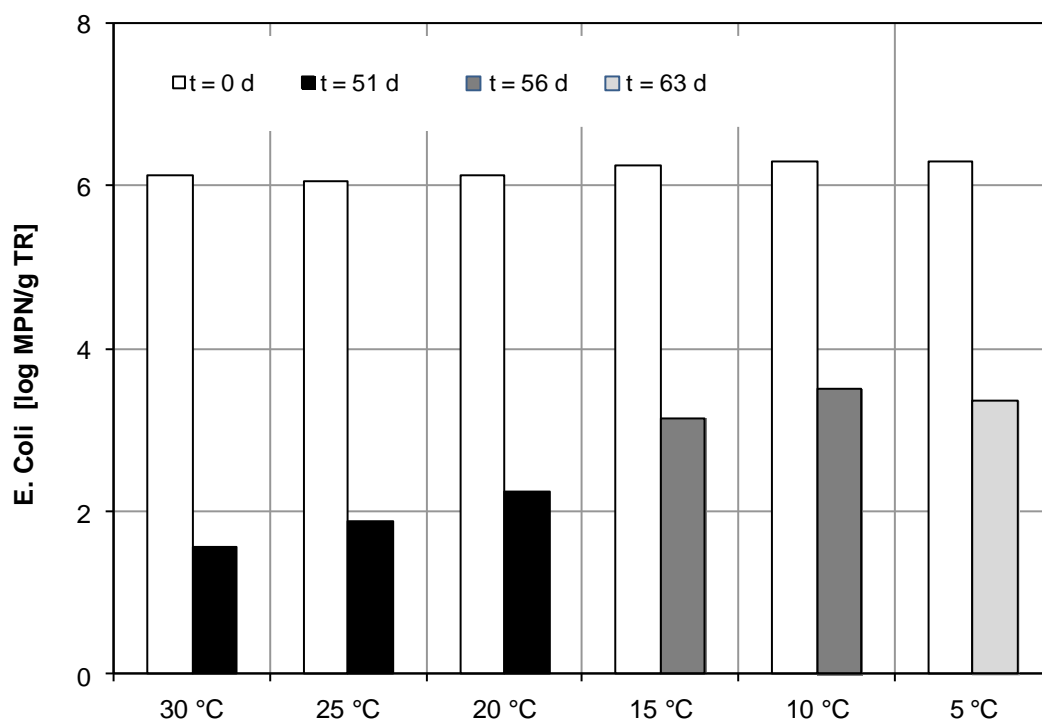


Abbildung 54: Anzahl an *E. Coli* im Ausgangsmaterial und im Fertigkompost bei verschiedenen Umgebungstemperaturen

In einer Vielzahl von Veröffentlichungen zur Desinfektionsleistung bei der Klärschlammkompostierung im versuchs- und halbertechnischen Maßstab werden die Temperatur-Zeit-Empfehlungen der ATV/VKS Arbeitsgruppe 3.2.2 (1988a,b) und der LAGA (1995) nicht erreicht. Eine mögliche Ursache ist in den in der Regel deutlich geringeren Rottevolumina im Vergleich zur großtechnischen Kompostierung zu vermuten. Die ebenfalls im Labor und halbertechnischen Maßstab ermittelten hohen Reduktionsraten pathogener Mikroorganismen liegen in

der Größenordnung der vorliegenden Untersuchungsergebnisse (z.B. Bidlingmaier, 1980; Strauch 1987; Farrel, 1992; Emberger, 1993; Banegas et al., 2006). Farrel (1992) bewertet einen Kompost mit einer Anzahl fäkalcoliformer Keime (*E. Coli*) von kleiner 1.000 MPN/g TR als sicher desinfiziert und schließt gleichermaßen die Anwesenheit von Salmonellen aus. Die Fertigkomposte bei Umgebungstemperaturen von 20 bis 30 °C halten dieses Kriterium sicher ein, die *E. Coli* Anzahl der übrigen Komposte wird lediglich geringfügig überschritten, so dass das seuchenhygienische Risiko bei der Verwertung als niedrig zu bewerten ist.

Neben dem hohen Desinfektionserfolg, zeugt die Untersuchung der Pflanzenverträglichkeit im Kressetest sowohl bei der Aufgabe von 25 als auch 50 Masse-% von der phytotoxischen Unbedenklichkeit der Fertigkomposte. Die Zugabe des Kompostes bewirkt zudem einen deutlichen Düngeeffekt, der in einer Frischmasseertragssteigerung von bis zu 31 % gegenüber den ungedüngten Ansätzen resultiert.

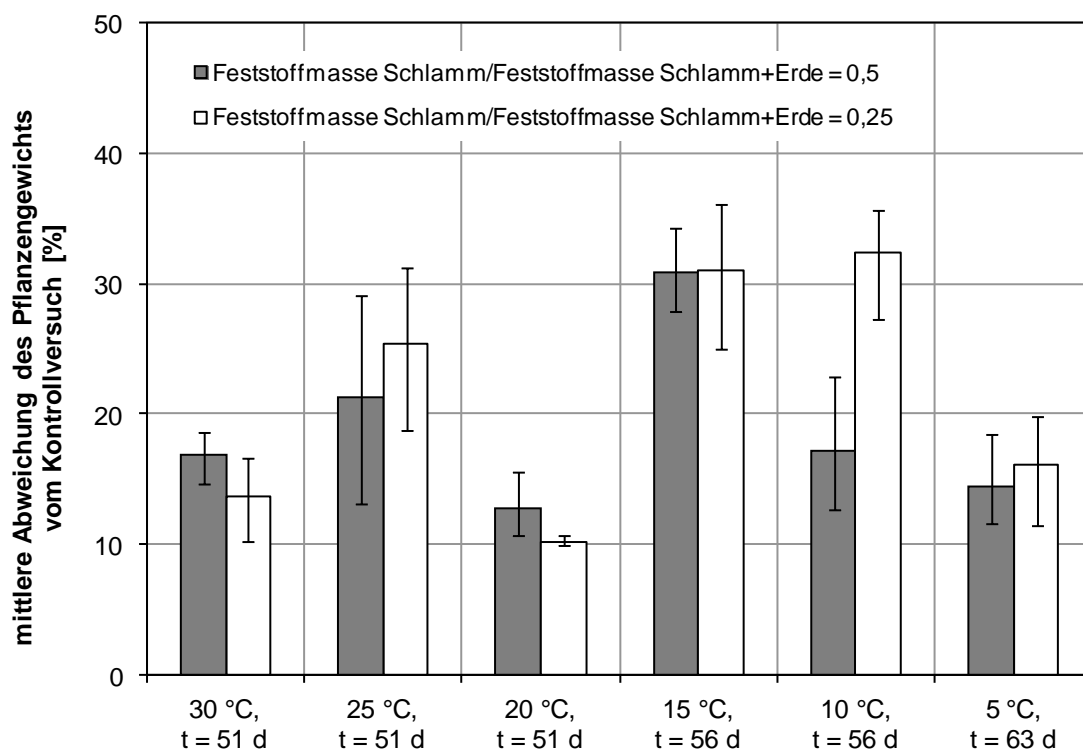


Abbildung 55: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Kompost-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.1.5 Zusammenfassung der Versuchsergebnisse zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf die biologische Stabilisierung

Der Stoffumsatz biologischer Stabilisierungsprozesse ist deutlich von der Temperatur beeinflusst. Bei der aeroben und anaeroben Flüssigschlammstabilisierung und der Kompostierung verlaufen sowohl der Umsatz der organischen Substanz als auch der Kohlenstoffverbindungen (gemessen als CSB), sowie die Mineralisation organischer Stickstoffverbindungen mit steigenden Umgebungstemperaturen schneller und weitergehend ab. Insgesamt werden bei allen untersuchten Temperaturen im aeroben Milieu vollstabilisierte Flüssigschlämme und Komposte nach den Kriterien in Kapitel 6.1 erzeugt, während im anaeroben Milieu lediglich bei mesophilen Temperaturen ab 25 °C eine Vollstabilisation erreicht wird.

Für aerobe und anaerobe Prozesse ist eine Quantifizierung der Temperaturabhängigkeit der Mineralisation organischer Substanz und der Kohlenstoffverbindungen mit Hilfe der Arrheniusgleichung möglich. Für die aerobe Flüssigschlammstabilisierung errechnet sich eine Steigerung der Reaktionskonstanten um 4,3 % bzw. 3,1 % pro Grad Temperatursteigerung, bei der Klärschlammfäulung um 8,5 bzw. 9 % pro °C für den Umsatz der organischen Feststoffmasse bzw. des CSBs. Bei der Kompostierung steigt die Reaktionskonstante für die Mineralisation organischer Substanz um 1,9 % pro °C. Damit ist die anaerobe Stabilisierung stärker von der Temperatur beeinflusst als die aerobe.

Je kälter die Umgebungsbedingungen, desto länger die Behandlungsdauer bei beiden Verfahren zur biologischen Flüssigschlammstabilisierung. Dabei sind die Behandlungszeiten bei der Klärschlammfäulung insgesamt mehr als doppelt so hoch wie bei der getrennt aeroben Behandlung bei gleichen Temperaturen. Bis zum Erreichen der notwendigen Stabilisierungszeit gemäß des Restgaskriteriums werden im aeroben Milieu zudem bei allen Temperaturen rund die Hälfte des ursprünglich vorhandenen CSBs und ein Viertel des organischen Stickstoffs mineralisiert. Im anaeroben Milieu hingegen sind bis zum Behandlungsende zwischen einem Drittel des CSBs und rund 40 % der Masse organischen Stickstoffs umgesetzt.

Auch bei der Kompostierung ist mit längeren Behandlungszeiten bei niedrigeren Umgebungstemperaturen zu rechnen. Allerdings ist der Einfluss der Umgebungstemperatur in erster Linie während der Anlauf- und Abbauphase in der Intensivrotte, sowie beim Wideranstieg der Rottekerntemperaturen beim Wenden des Rotteguts in der offenen Nachrotte zu spüren. Hierbei kommt es jeweils zu einer Verzögerung der Selbsterhitzung bzw. zu einem verstärkten Auskühlen bei niedrigeren Umgebungstemperaturen. Eine unter wärmeren Temperaturen

gelagerte offene Nachrotte muss zudem häufiger bewässert werden, damit das Material nicht austrocknet. Der Umsatz der Nährstoffe korreliert dabei mit den Temperaturverläufen im Rottekörper und somit der Aktivität der Mikroorganismen. Insgesamt werden bis zu einem Mindestumsatz von 50 % der organischen Substanz gleichzeitig rund 40 % der Kohlenstoffverbindungen über die Gesamtrottezeit bei allen Temperaturen erreicht. Lediglich die jeweils während der Intensiv- und Nachrotte umgesetzten Massenanteile verschieben sich mit steigenden Temperaturen zu Gunsten der eingehausten Rotte. Temperatureinflusst sind hingegen die gasförmigen Stickstoffverluste. Diese betragen im vorliegenden leicht alkalischen Milieu bei mesophilen Temperaturen rund ein Drittel, bei psychophilen Temperaturen ein Viertel der organischen Stickstoffmasse.

Bei beiden Verfahren zur biologischen Flüssigschlammstabilisierung ändert sich die Zusammensetzung des Schlammwassers unter allen Temperaturbedingungen während der Behandlungszeit. Bei der getrennt aeroben Behandlung sinken sowohl die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff, Phosphatphosphor und CSB deutlich, wobei bei höheren Umgebungstemperaturen tendenziell höhere Restkonzentrationen verbleiben als bei niedrigen Stabilisierungstemperaturen. Im Schlammwasser der mesophil stabilisierten Faulschlämme hingegen steigen die Konzentrationen der gelösten Nährstofffraktionen im Vergleich zum Rohschlamm stark an. Ein Zusammenhang zur Faultemperatur ist hierbei nicht aufzuzeigen. Damit sind die Schlammwässer aus der Faulung im Allgemeinen höher mit Nährstoffen belastet als die der aeroben Stabilisierung. Werden die stabilisierten Schlämme entwässert und die Schlammwässer im Hauptstrom der Kläranlage mit behandelt, sind Auswirkungen auf die biologische Abwasserreinigung insbesondere durch die hohen Ammoniumkonzentrationen im Faulschlammkonzentrat zu erwarten.

Bei der Kompostierung fällt hingegen bereits während der Behandlung in der Intensivrotte Sickerwasser an, das hoch mit Nährstoffen belastet ist. Ein Zusammenhang zur Umgebungstemperatur ist sowohl für Mengen als auch Qualität der Sickerwässer nicht aufzeigbar. Da die Sickerwässer für die Bewässerung der Nachrotte recycelt werden können, haben sie keinen Einfluss auf die biologische Abwasserreinigung.

Der Desinfektionserfolg bei der aeroben Flüssigschlammstabilisierung ist nicht von der Temperatur beeinflusst, im Gegensatz zur Faulung. Hier werden lediglich unter mesophilen Bedingungen vergleichbare Reduktionen des Fäkalindikators *E. Coli* um bis zu 1,5 log-Einheiten verzeichnet. Höhere Reduktionsraten von 3 bzw. 3,5 log-Einheiten sind nur unter thermophilen aeroben bzw. anaero-

ben Bedingungen zu erreichen. Bei der Kompostierung werden aufgrund des hohen Selbsterhitzungsvermögens des Rotteguts Reduktionsraten von 2,8 bis 4,6 log-Einheiten gemessen. Alle biologisch vollstabilisierten Schlämme sind pflanzenverträglich und phytotoxisch unbedenklich, ohne erkennbaren Einfluss der Behandlungstemperatur. Die Faulschlämme sowie die Komposte weisen eine vergleichbar hohe Ertragssteigerung von über 30 % im Kresstest auf. Der Düngeeffekt beider Produkte ist deutlich höher als für die getrennt aerob behandelten Flüssigschlämme.

7.2 Kalkbehandlung

Primäres Ziel der Kalkbehandlung von Klärschlämmen ist die möglichst langfristige Anhebung des pH-Milieus, so dass mikrobiologische Stoffwechselprozesse verhindert und pathogene Mikroorganismen dauerhaft inaktiviert werden. Die notwendige Dosierung von Brannt- oder Löschkalk zum Erreichen und Halten eines pH-Zielwertes ist dabei von der Schlammqualität abhängig. Entsprechend sind im Rahmen der vorliegenden Arbeit zunächst in Vorversuchen an die Schlammqualität angepasste Kalkdosierungen zu ermitteln, bevor ein möglicher Einfluss der Umgebungstemperatur auf die Behandlungsverfahren näher untersucht werden kann.

7.2.1 Branntkalkbehandlung

Die Ergebnisdarstellung und -diskussion zur Branntkalkbehandlung bezieht sich zunächst auf Vorversuche zur Ermittlung der Kalkdosis in Abhängigkeit des Schlammfeststoffgehalts. In den nachfolgenden Hauptversuchen unter Variation der Umgebungstemperatur in der Klimakammer werden die Entwicklung der Feststoffgehalte sowie die Stickstoffverluste quantifiziert. Nach Abschluss der Behandlung werden der Desinfektionserfolg sowie die Pflanzenverträglichkeit des Schlammes betrachtet (Abbildung 56).

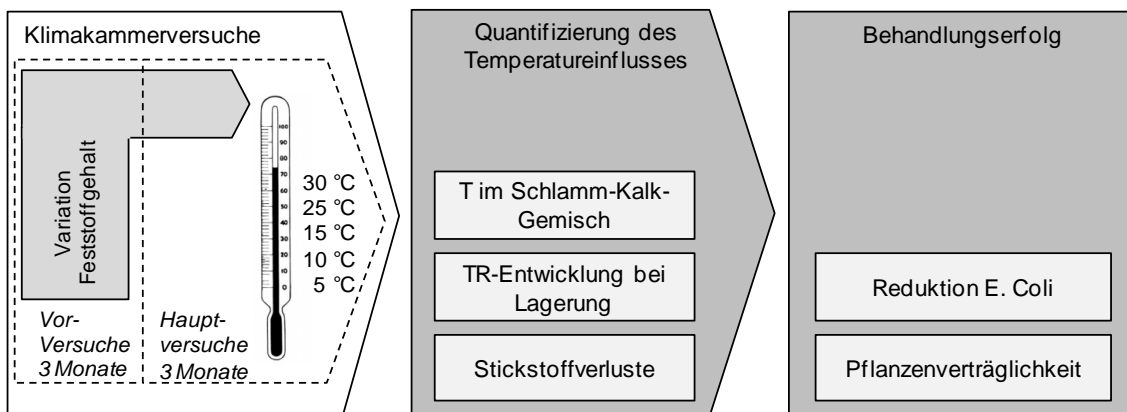


Abbildung 56: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Behandlung entwässerter Klärschlämme mit Branntkalk

7.2.1.1 Einfluss des Feststoffgehaltes auf die Kalkdosierung

Zur Abschätzung der Kalkzugabe, die zum Erreichen der in Kapitel 6.2 definierten Behandlungsziele notwendig ist, wurde kommunaler Klärschlamm im Laborversuch auf verschiedene Trockensubstanzgehalte eingedickt bzw. entwässert und der pH-Wert über drei Monate Lagerungszeit bei 20 °C Umgebungstemperatur im Klärschlamm-Kalk-Gemisch erfasst. Abbildung 57 zeigt die Abhängigkeit der Branntkalkdosierung vom Schlammfeststoffgehalt zur Einhaltung des pH-Kriteriums auf.

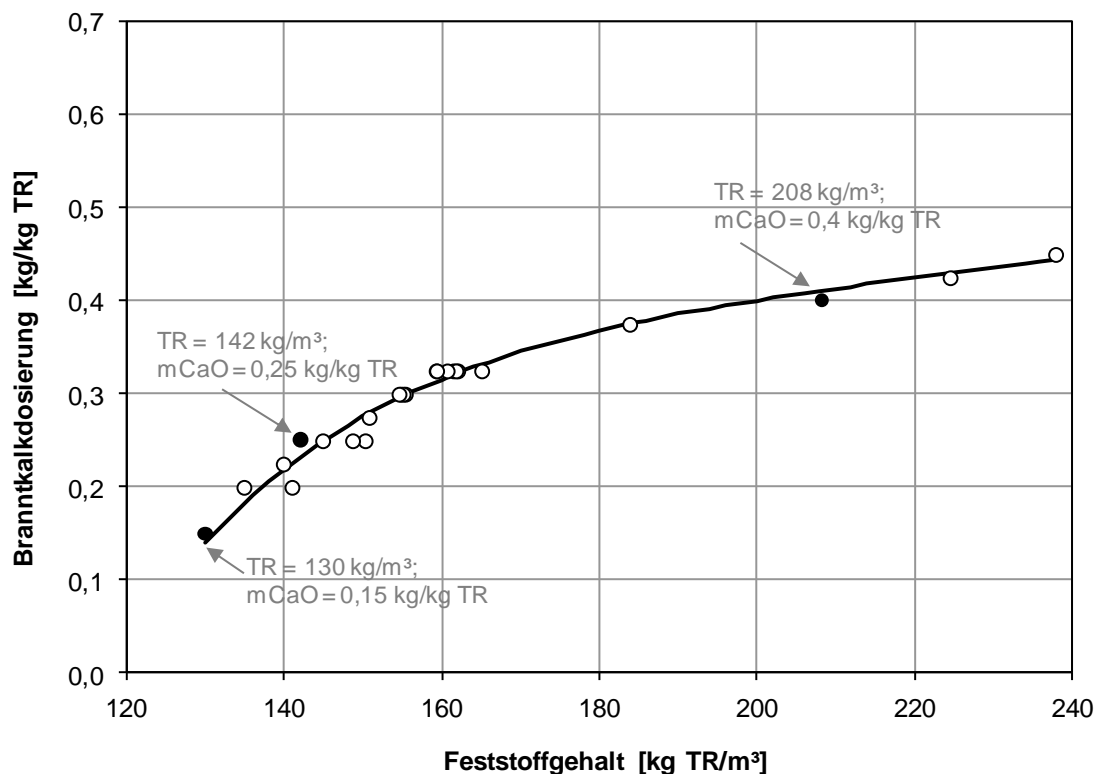
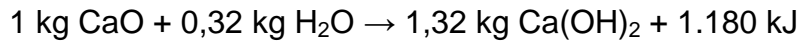


Abbildung 57: Branntkalkdosierung für dreimonatige Lagerung mit $\text{pH} > 12,5 \pm 0,3$ in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes kommunaler Rohschlämme

Die Ergebnisse zeigen, dass für die verwendeten Klärschlämme eine Branntkalkdosierung von 15 bis 45 % der Klärschlamm-trockenmasse für eine andauernde pH-Wert-Anhebung notwendig ist (Bauerfeld et al., 2009). Bei lediglich eingedickten Klärschlämmen und entsprechend hohem Schlammwasseranteil ist zu vermuten, dass die Pufferkapazität des Schlammwassers einen wesentlichen Einfluss auf die pH-Wert-Verschiebung im Klärschlamm-Kalk-Gemisch ausübt, während die Dosierung zur Behandlung entwässerter Klärschlämme nahezu linear vom Feststoffgehalt beeinflusst wird.

Bei der Löschreaktion von Branntkalk mit Schlammwasser werden 0,32 kg Wasser pro kg Kalk gebunden. Neben der Erhöhung des pH-Wertes wird zudem Reaktionswärme freigesetzt:



Diese Energiemenge von 1.180 kJ/kg CaO steht bei vollständiger Wärmenutzung ohne Verluste zum Einen für die Erwärmung des Klärschlamm-Kalk-Gemischs bis zum Erreichen einer kritischen Temperatur für den Phasenübergang des im Schlamm gebundenen Wassers, zum Anderen für die Verdampfung zur Verfügung. Zusätzliche Energiegewinne aus Nebenreaktionen (z.B. von Löschkalk mit CO_2) werden dabei vernachlässigt. Die Wassermasse $m_{\text{H}_2\text{O},v}$, die pro kg Kalkzugabe verdunsten kann, lässt sich somit unter Berücksichtigung der spezifischen Wärmekapazität des Klärschlamm-Kalk-Gemischs, dem Temperaturdefizit zwischen Umgebung und der kritischen Temperatur für den Phasenübergang, sowie der spezifischen Verdampfungswärme berechnen:

$$m_{\text{H}_2\text{O},v} = \frac{\frac{1.180 \cdot x_{\text{CaO}}}{c_{p,\text{RS}+\text{CaO}}} - (T_{\text{krit},v} - T_{\text{Umgebung}})}{\Delta Q_v} \quad [\text{kg H}_2\text{O} / \text{kg CaO}]$$

mit

$T_{\text{krit},v}$ = kritische Temperatur für den Phasenübergang des Wassers von flüssig zu gasförmig [°C], bei 1.013 mbar = 100 °C

T_{Umgebung} = Umgebungstemperatur [°C]

ΔQ_v = spezifische Verdampfungswärme für Wasser [kJ/kg H_2O], unter Berücksichtigung der Ausdehnung gegen den äußeren Luftdruck = 2.257 kJ/kg H_2O bei 100 °C und 1.013 mbar

x_{CaO} = Anteil reaktives CaO [-], nach Herstellerangaben i.d.R. > 0,9

$c_{p,\text{RS}+\text{CaO}}$ = spezifische Wärmekapazität des Klärschlamm-Kalk-Gemischs [kJ/(kg·°C)]

Die spezifische Wärmekapazität des Klärschlamm-Kalk-Gemischs ergibt sich aus der Wärmekapazität der einzelnen Komponenten und deren Anteil am Gemisch. Die Wärmekapazität des Klärschlamm kann dabei unter Berücksichtigung des Wassergehalts und der Anteile organischer und mineralischer Substanz nach Abbildung 58 abgeschätzt werden.

$$c_{p,\text{RS}+\text{CaO}} = \frac{(c_{p,\text{RS}} \cdot m_{\text{RS}}) + (c_{p,\text{CaO}} \cdot m_{\text{CaO}})}{m_{\text{RS}} + m_{\text{CaO}}} \quad [\text{kJ} / (\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})]$$

mit

$c_{p,RS}$ = spezifische Wärmekapazität Klärschlamm [$\text{kJ}/(\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})$], vgl. Abbildung 58

$c_{p,CaO}$ = spezifische Wärmekapazität von Branntkalk [$\text{kJ}/(\text{kg} \cdot ^\circ\text{C})$],
bei $20^\circ\text{C} = 0,79 \text{ kJ}/(\text{kg} \cdot \text{K})$, (VDI, 2006)

m_{RS} = Masse Rohschlamm [kg]

m_{CaO} = Masse Branntkalk [kg], Dosierung abhängig vom Feststoffgehalt des Klärschlammes (vgl. Abbildung 57)

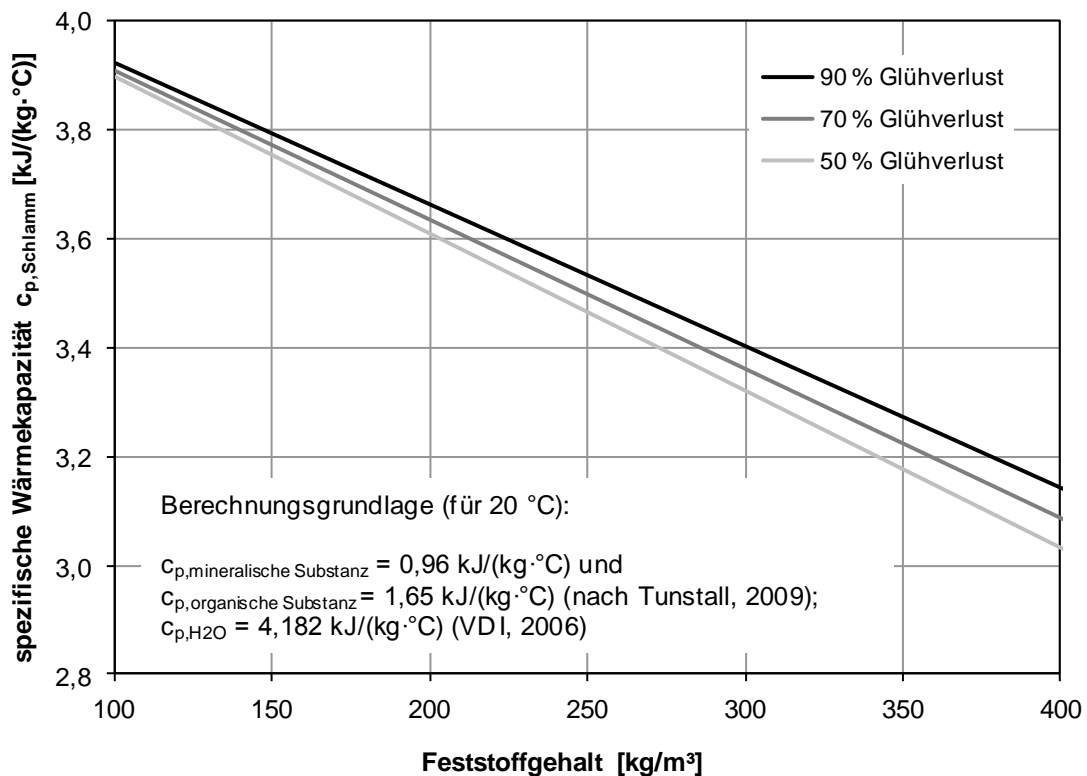


Abbildung 58: Spezifische Wärmekapazität von eingedicktem und entwässertem Klärschlamm in Abhängigkeit von Feststoffgehalt und Glühverlust

Andreadakis (2000) beschreibt, dass pro 10 g CaO/ kg TR Kalkzugabe die Temperaturen im Klärschlamm-Kalk-Gemisch theoretisch um 2,3 bis 2,5 $^\circ\text{C}$ steigen. Weder in Laborversuchen noch in großtechnischen Untersuchungen werden dabei allerdings tatsächlich Temperaturen nahe der 100°C gemessen. In einer im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Laborversuchsreihe bei 20°C Raumtemperatur mit Klärschlämmen unterschiedlichen Feststoffgehalts betrug die messbare Temperatursteigerung in Abhängigkeit der Kalkdosierung lediglich rund $0,9^\circ\text{C}$ pro 10 g CaO/kg TR (vgl. Abbildung 59). Die Maximaltemperaturen beliefen sich auf bis zu 70°C . Die nach DWA-Angaben kritische Temperatur für eine ausreichende Desinfektion von 55°C für mindestens zwei Stunden wurde in den vorliegenden Untersuchungen erst bei Kalkzugaben von $0,6 \text{ kg}/\text{kg}$ TR (für einen Klärschlamm mit $208 \text{ kg TR}/\text{m}^3$), $0,5 \text{ kg}/\text{kg}$ TR (für

einen Klärschlamm mit 142 kg TR/m^3) bzw. $0,38 \text{ kg/kg TR}$ (für einen Klärschlamm mit 130 kg TR/m^3) erreicht. Damit ist eine um den Faktor 1,5 bis 2,5 höhere Branntkalkzugabe notwendig als für die gleichen Klärschlämme allein zum Einhalten des pH-Kriteriums (vgl. Abbildung 57) erforderlich wäre.

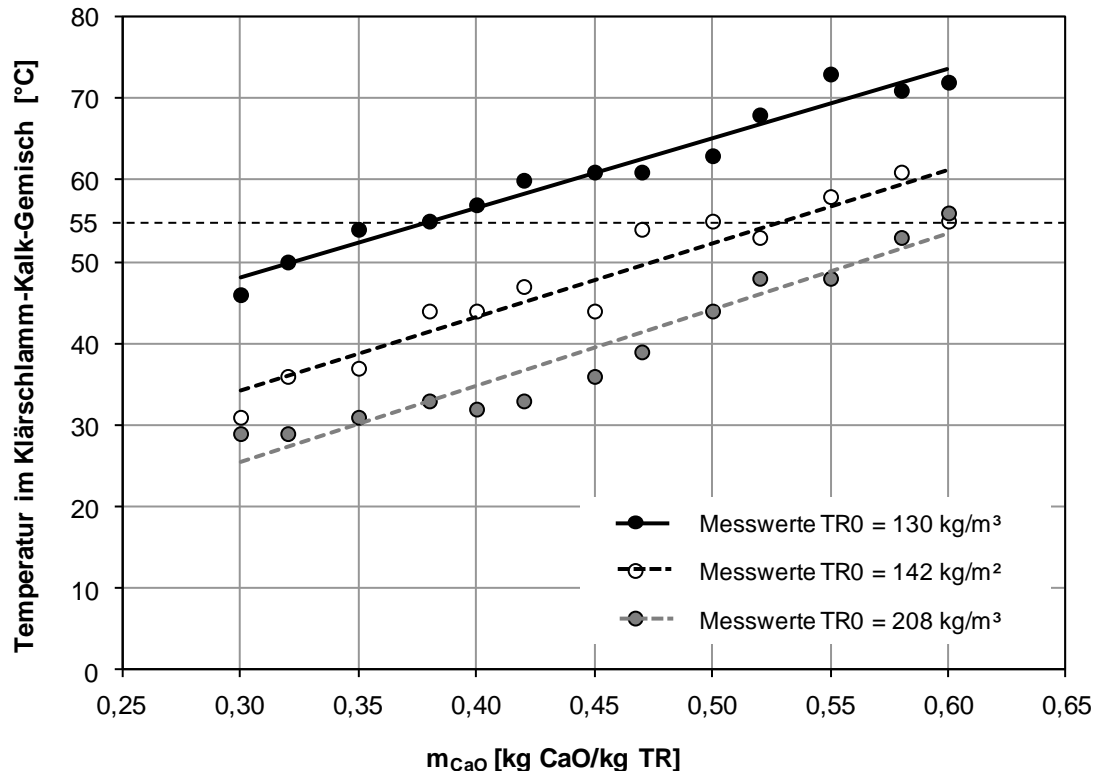


Abbildung 59: Gemessene Maximaltemperatur über mind. zwei Stunden im Klärschlamm-Branntkalk-Gemisch in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes und der Kalkdosierung bei 20°C Umgebungstemperatur (Ansatz: 1 L)

Die vorliegenden Ergebnisse zur Branntkalkdosierung erlauben eine angepasste Kalkdosierung für die Langzeitversuche in den Klimakammern zur Untersuchung des Einflusses der Umgebungstemperatur. Damit neben dem pH-Kriterium auch eine weitestgehende Desinfektion durch ausreichende Wärme-freisetzung gewährleistet werden kann, wird die Branntkalkdosierung für eine Zieltemperatur von mindestens 55°C in Abhängigkeit des Feststoffgehalts nach Abbildung 59 abgeschätzt.

7.2.1.2 Quantifizierung des Temperatureinflusses

Die Feststoffgehalte der Klärschlämme für die Klimakammerversuche betrugen zwischen 149 und 165 kg TR/m^3 in den einzelnen Ansätzen, so dass eine Branntkalkdosierung von $0,5 \text{ kg/kg TR}$ gemäß der Voruntersuchungsergebnisse festgelegt werden konnte.

In den Klimakammerversuchen konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen maximaler gemessener Mischguttemperatur und Umgebungstemperatur festgestellt werden. Lediglich tendenziell ist eine geringfügig höhere Temperatur im Klärschlamm-Kalk-Gemisch mit steigenden Temperaturen aufzeigbar (Abbildung 60), die vermutlich auf geringere Abstrahlungsverluste bei geringeren Temperaturdefiziten zwischen Umgebung und Reaktionswärme im Mischgut zurückzuführen ist. Die Maximaltemperaturen in den einzelnen Kalk-Klärschlamm-Gemischen betrugen zwischen 55 und 63 °C. Innerhalb der ersten 24 Stunden nach Kalkzugabe sanken die Temperaturen im Material allerdings wieder auf das jeweilige Umgebungstemperaturniveau in den Klimakammern. Abbildung 60 zeigt zudem die Wassermassen, die dem System entsprechend der Kalkdosierung gemäß den theoretischen Überlegungen in Abschnitt 7.2.1.1 entzogen werden. Die verdampfte Wassermasse steigt zwar mit sinkendem Temperaturdefizit, spielt aber im Verhältnis zur Wasserbindung bei der Löschreaktion mit 11 bis 14 % nur eine untergeordnete Rolle. Insgesamt addieren sich die theoretischen Wasserverluste bei Kalkzugabe auf ca. 4 % im Bezug auf die anfänglich vorhandene Wassermasse, unabhängig von der Umgebungstemperatur.

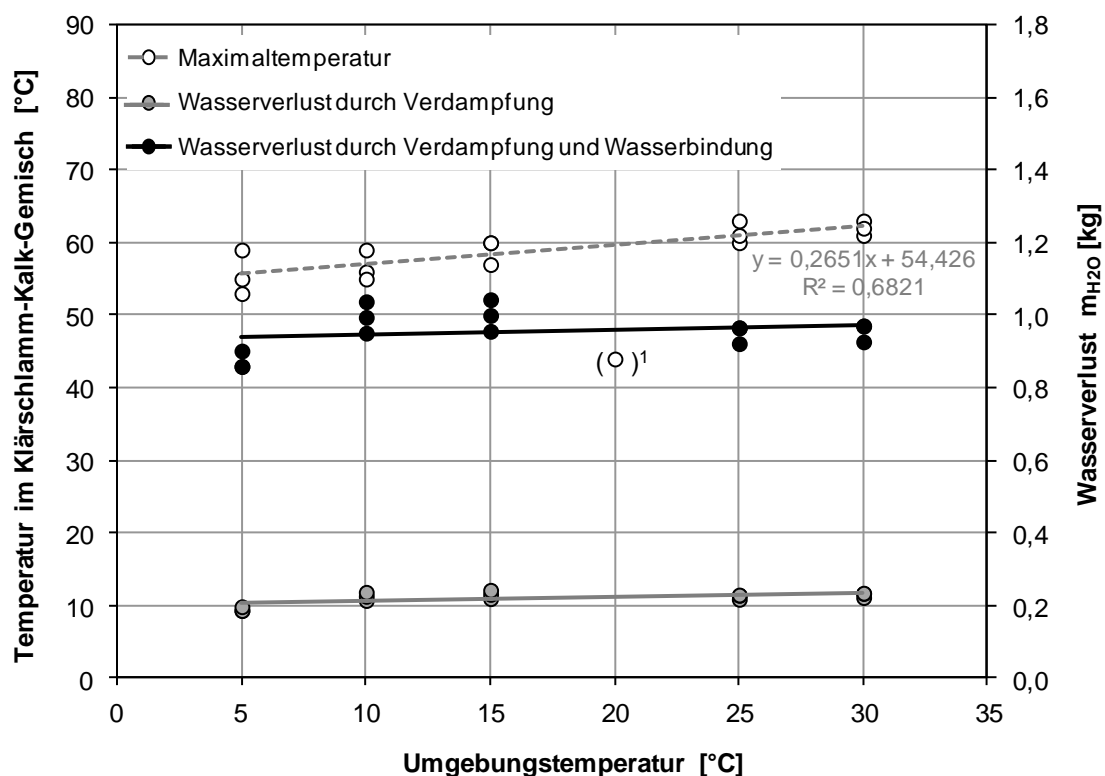


Abbildung 60: Gemessene Maximaltemperatur im Kalk behandelten Klärschlamm (unterschiedliche Mischungsverhältnisse ÜS:PS zu je 30 L, 0,5 kg CaO/kg TR (¹im 1 L Ansatz, von Regression ausgenommen) sowie theoretische Wasserverluste nach Löschreaktion und Verdampfung

Aus Messergebnissen zur Wasser- bzw. Feststoffbilanz der einzelnen Ansätze lässt sich ein tatsächlicher Wasserverlust mit 6 bis 7,5 % des Anfangswassergehalts in ähnlicher Größe ableiten. Dabei wurden bei warmen Umgebungsbedingungen (25 und 30 °C) nur geringfügig höhere Wasserabgaben im Vergleich zu kalten Temperaturen (5 bis 15 °C) in den Klimakammern gemessen, so dass der Einfluss der Umgebungstemperatur auf die anfängliche Wasserabgabe auch in der Praxis als vernachlässigbar einzustufen ist. Sickerwasser fiel in keinem der Ansätze an.

Da das primäre Ziel der Klärschlammbehandlung mit Kalk auf der Hemmung der biologischen Aktivität beruht, so dass kein weitergehender Abbau organischer Schlammfeststoffe möglich ist, dürfen sich folglich über die der Branntkalkzugabe anschließende Lagerungszeit weder die Feststoffmassen noch die Massen organischer Substanz ändern. In den Einzelansätzen treten bei der Feststoffmassenbilanz Abweichungen von -1,8 bis +10,5 % und bei der organischen Substanz von -4,9 bis +13,4 % zu den einzelnen Probenahmezeitpunkten auf. Insbesondere für die Bilanzlücken der organischen Feststoffmassen ist jedoch keine Systematik erkennbar, so dass ein weitergehender Abbau organischer Feststoffe als Ursache für die Fehlbeträge ausgeschlossen wird. Für die Abweichungen bei der Bilanzierung wird zudem weniger eine unzureichende Homogenität des Klärschlamm-Kalk-Gemischs angesehen (berechnete Mischungsgrade lagen bei > 90 %), als vielmehr eine eingeschränkte Repräsentativität der Klärschlamm-Kalk-Proben. Mit zunehmendem Trocknungsfortschritt und Aufreißen der Oberfläche war eine repräsentative Probenahme über die gesamte Schichtdicke stark erschwert.

In Abbildung 61 sind Trocknungskurven über den gesamten dreimonatigen Versuchszeitraum der Versuchsansätze in den Klimakammern dargestellt. Demnach wird deutlich, dass der Trocknungsfortschritt nach nahezu einheitlicher initialer Wasserabgabe maßgeblich auf den Einfluss der Umgebungstemperatur bei sonst konstanten Bedingungen (v.a. Luftfeuchte und Ventilation) zurückzuführen ist. Während der dreimonatigen Lagerung trocknete das Material auf bis zu 0,1 kg H₂O/kg TR bzw. 900 kg TR/m³ bei 30 °C, bei 5 °C auf rund 2,5 kg H₂O/kg TR bzw. 280 kg TR/m³.

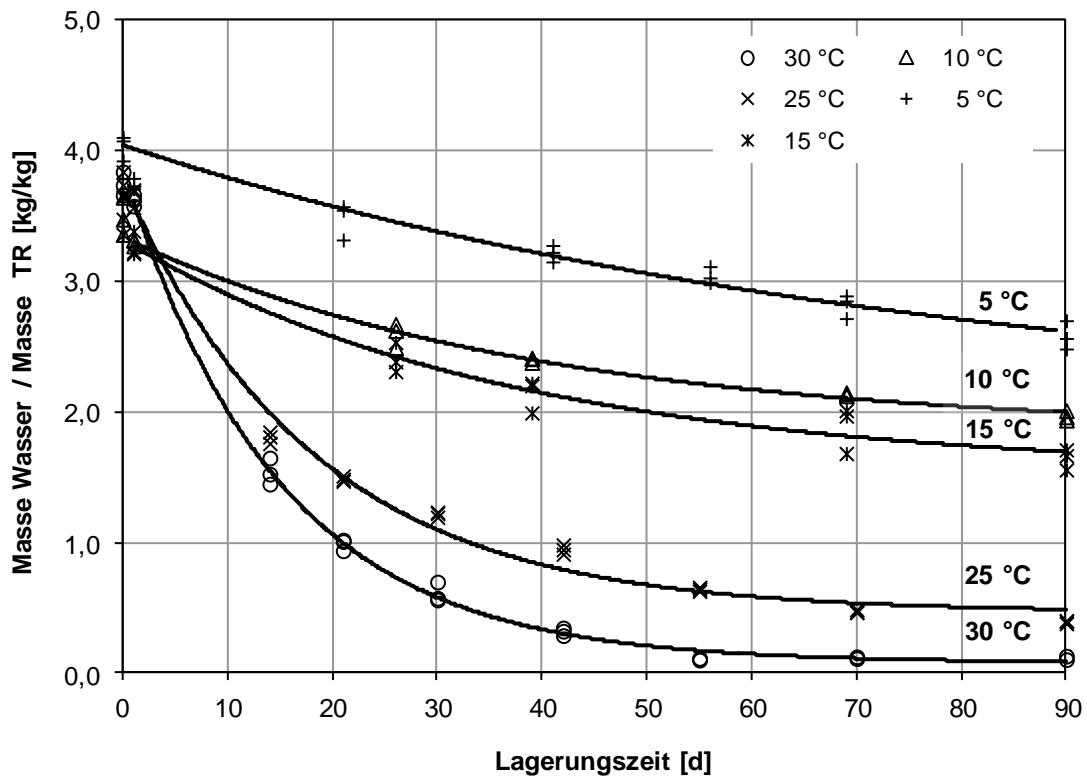


Abbildung 61: Trocknungsverlauf nach Branntkalkzugabe von 0,5 kg CaO/kg TR bei verschiedenen Umgebungstemperaturen (unterschiedliche Mischungsverhältnisse ÜS:PS zu je 30 L; Modellanpassung für Messwerte ab 24 h nach Kalkzugabe)

In der Literatur existieren zahlreiche Modelle für die mathematische Simulation von Trocknungsprozessen, die wie bei der Lagerung und somit Trocknung Branntkalk behandelter Klärschlämme überwiegend von der Evaporation über die Oberfläche gesteuert werden. Eine Übersicht über etablierte Trocknungsmodelle liefern Mirzaee et al. (2010). Idris et al. (2002) und Bennamoun et al. (2010) gelang die Übertragung dieser Modelle auch auf die Oberflächentrocknung von Klärschlämmen, wobei Exponentialfunktionen im Allgemeinen die beste Annäherung an experimentelle Daten zum Trocknungsverlauf lieferten. Die in Abbildung 61 dargestellten Ausgleichskurven für die Materialfeuchte nach Kalkzugabe über die dreimonatige Lagerzeit bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen sind auf die allgemeine Form

$$\frac{m_{W,t}}{m_{TR,t}} = \frac{m_{W,0}}{m_{TR,0}} \cdot e^{(-a \cdot T)} + \frac{m_{W,end}}{m_{W,end}}$$

mit

$\frac{m_{W,t}}{m_{TR,t}}$ = Verhältnis von Wasser- zu Trockenmasse zu einem beliebigen Zeitpunkt t [kg/kg]

$m_{W,0}/m_{TR,0}$ = Anfangsverhältnis [kg/kg]

$m_{W,end}/m_{TR,end}$ = Restverhältnis [kg/kg]

a = Trocknungskonstante [-]

T = Trocknungstemperatur [°C]

zurückzuführen. Diese Form eines kinetischen Modells, die ebenfalls für die Charakterisierung des Temperatureinflusses auf den Stoffumsatz bei der biologischen Stabilisierung angewendet wurde, liefert für die vorliegenden Ergebnisse der Klimakammerversuche mit Branntkalk die in Tabelle 38 aufgeführten temperaturabhängigen Trocknungskonstanten a .

Die Temperaturabhängigkeit lässt sich analog zur biologischen Stabilisierung mit Hilfe der Arrheniusgleichung ausdrücken. Die Trocknungskonstanten der an die Exponentialfunktionen angepassten Versuchsdaten können durch den Arrheniuszusammenhang mit hoher Korrelation abgebildet werden (vgl. Tabelle 38).

$$a(T) = a_{30} \cdot 1,064^{(T-30)}$$

Tabelle 38: Trocknungskonstanten bei der Lagerung von Klärschlämmen bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen nach der Branntkalkzugabe (kursiv: nach Versuchsdatenfit; Standard: nach der Arrheniusfunktion berechnet)

	5 °C	10 °C	15 °C	25 °C	30 °C	Korre- lation
a	<i>0,013</i>	<i>0,025</i>	<i>0,027</i>	<i>0,055</i>	<i>0,067</i>	
[1/d]	0,014	0,020	0,027	0,050	0,067	0,968

Bei der Kalkbehandlung von Klärschlämmen kommt es während der Vermischung und in Folge der pH-Wert-Erhöhung sowie Freisetzung von Reaktionswärme zu Ammoniakemissionen. Ursache ist die Verschiebung des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichts bei hohen pH-Werten, so dass das im Schlammwasser gelöste Ammonium als Ammoniakgas verdampft. Der Anteil an Ammoniakgas steigt mit zunehmendem pH-Wert und steigender Temperatur.

Mit der Kalkzugabe reduzierte sich die Konzentration an Ammoniumstickstoff von 393 bis 585 mg/L um 59 bis 76 % in den einzelnen Ansätzen und liegt somit in der Größenordnung der von Fehrenbach und Knappe (2002) angegebenen Freisetzungsrate von 75 % bei der Branntkalkbehandlung. Die Ammoniumverluste, die sich bis zur Probenahme direkt nach der Kalkzugabe summieren,

korrelieren dabei tendenziell linear mit der Maximaltemperatur im Klärschlamm-Kalk-Gemisch. Die höchsten Freisetzungsraten wurden auch bei den höchsten Temperaturen, mit einer Zunahme von 1,5 % pro °C ermittelt.

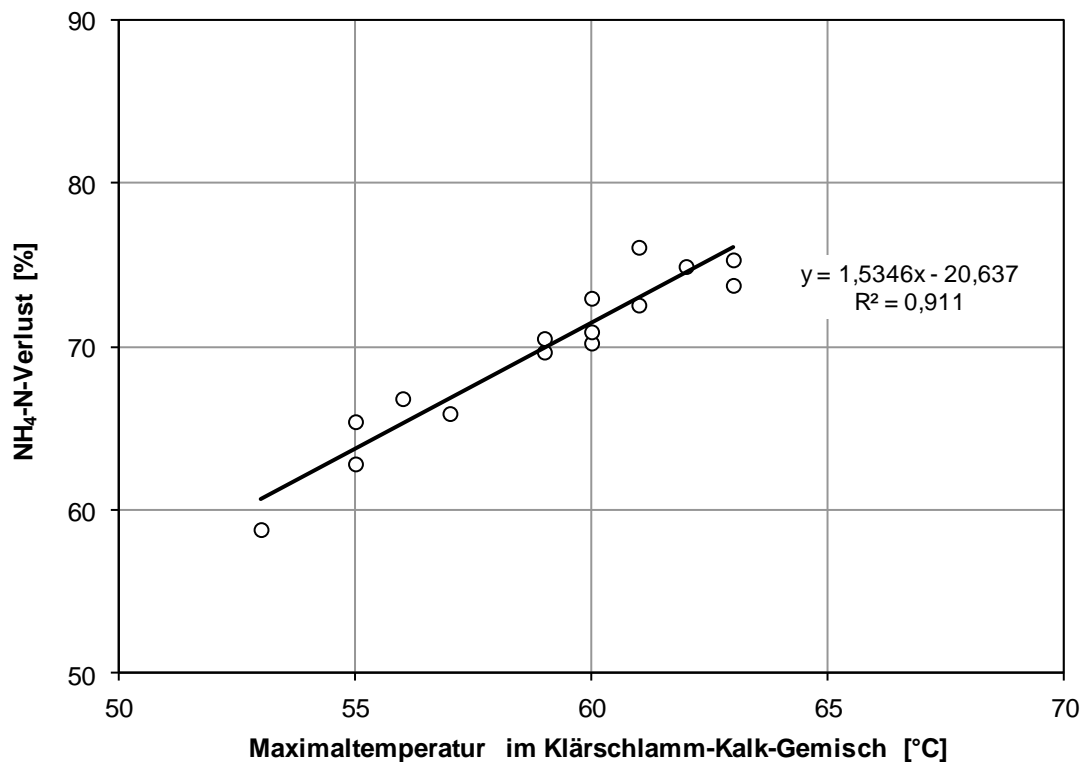


Abbildung 62: Zusammenhang zwischen Stickstoffverlust und Maximaltemperatur im Klärschlamm-Branntkalk-Gemisch

7.2.1.3 Behandlungserfolg

Nach dreimonatiger Lagerung der gekalkten Schlämme konnten trotz Einhalten des Temperaturkriteriums für die Desinfektion und sehr hoher Wasserverluste bei warmen Klimakammerbedingungen mit Trocknung auf bis zu 90 % Feststoffgehalt noch E. Coli-Bakterien in der Größenordnung 10^2 MPN/g TR nachgewiesen werden. Ein Einfluss der Umgebungstemperatur auf die Bakterienkonzentration ist nicht aufzeigbar. Die Reduktion gegenüber der Anfangskonzentration betrug in allen Ansätzen in den Klimakammern jedoch über 5 log-Einheiten (Abbildung 63). In vergleichbaren Untersuchungen von Schirm (2005) mit Kalkdosierungen von 0,2 bis 0,45 kg CaO/kg TR lagen die Keimzahlen von E. Coli nach der Branntkalkbehandlung und anschließender Lagerung bereits nach wenigen Stunden unterhalb der Nachweisgrenze, was einer Reduktion um 5 bis 6 log-Einheiten und somit einer der vorliegenden Ergebnisse ähnlichen Desinfektionsleistung entspricht. Die Autorin beschreibt darüber hinaus, dass gleichzeitig eine Reduktion von Fäkalstreptokokken, Salmonellen (*Salmonella*

senftenberg) und Viren (*Bovines Paravirus*) bis unter die Nachweisgrenze erfolgte. Nach zweimonatiger Lagerung des Klärschlamm-Kalk-Gemisches waren schließlich auch keine entwicklungsfähigen Wurmeier (*Ascaris suum*) mehr nachweisbar. Andere Autoren verweisen auf eine Mindesteinwirkzeit zur Inaktivierung von Ascarideneiern bei pH-Werten über 12 von bis zu drei Monaten (Storm et al., 1981; Eriksen et al., 1995; Böhm, 1999). Damit gilt mit Branntkalk behandelter Klärschlamm nach drei Monaten gleichbleibend hohem pH-Wert als seuchenhygienisch unbedenklich und entspricht den in Kapitel 2.1.3 aufgeführten mikrobiologischen Qualitätskriterien für die uneingeschränkte landwirtschaftliche Verwertung.

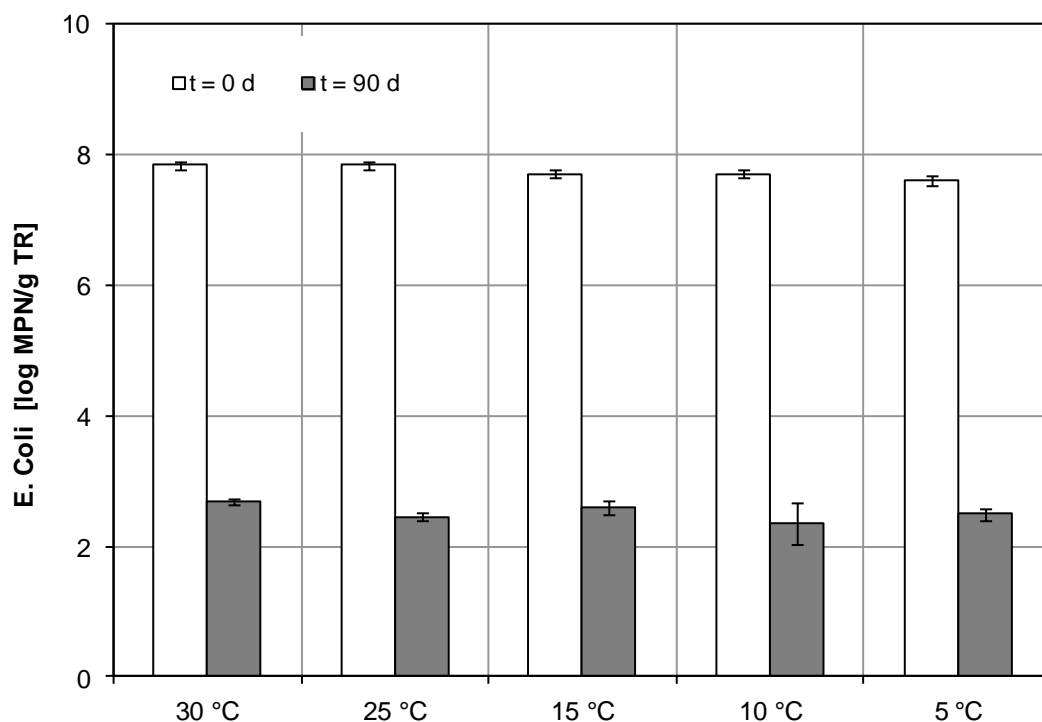


Abbildung 63: Anzahl an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Klärschlamm-Branntkalk-Gemisch bei verschiedenen Umgebungstemperaturen

Im Allgemeinen werden die hohen Reduktionsraten des Indikators E. Coli und anderer Keime in der Literatur ausschließlich auf die langfristige Anhebung des pH-Wertes sowie die starke Wärmeentwicklung im Klärschlamm-Kalk-Gemisch zurückgeführt. Untersuchungen von Méndez et al. (2002) und Pecson et al. (2007) deuten zudem darauf hin, dass die Ammoniakfreisetzung einen zusätzlichen Desinfektionseffekt bei der Branntkalkbehandlung ausübt, wobei eine möglichst hohe Kontaktzeit zwischen gasförmigen Ammoniak und Schlamm gewährleistet werden sollte. Demnach kann vermutet werden, dass die Kapse- lung der Lagerungsbehältnisse bei den vorliegenden Untersuchungen, und da-

mit die zumindest verzögerte Ammoniakvolatilisierung, zu der hohen Desinfektionsleistung beigetragen hat.

Im Pflanzenverträglichkeitstest mit Kresse ergab sich für alle Ansätze ein Mindestertrag der Pflanzenfrischmasse von 80 % gegenüber den Kontrollansätzen, wenn auch mit sehr hohen Schwankungen innerhalb der Dreifachansätze (Abbildung 64). Die behandelten Klärschlämme sind somit für alle Umgebungsbedingungen als phytotoxisch unbedenklich einzustufen. Ein Düngeeffekt mit bis zu 11 % Ertragssteigerung lässt sich für die Ansätze mit der geringeren Schlammaufgabe ableiten. Durch den hohen pH-Wert des gekalkten Klärschlammes stellte sich im Schlamm-Einheitserden-Gemisch ein pH-Wert von etwa 8,5 in den einzelnen Wiederholungen ein. Damit lag das pH-Milieu im Gegensatz zu den Kresstests von aerob oder anaerob stabilisierten Schlämmen im leicht alkalischen statt neutralen bis leicht sauren Bereich. Da Kresse allerdings auch bei pH-Werten über 8 gute Erträge erzielt (El-Darier und Youssef, 2000), ist ein Einfluss der Milieuänderung auf den Ertrag und damit das Testergebnis nicht zu vermuten. Die Vergleichbarkeit zu den Ergebnissen mit neutralen bis leicht sauren Prüfsubstraten aus anderen Klärschlammbehandlungsverfahren im Rahmen dieser Arbeit ist somit gegeben.

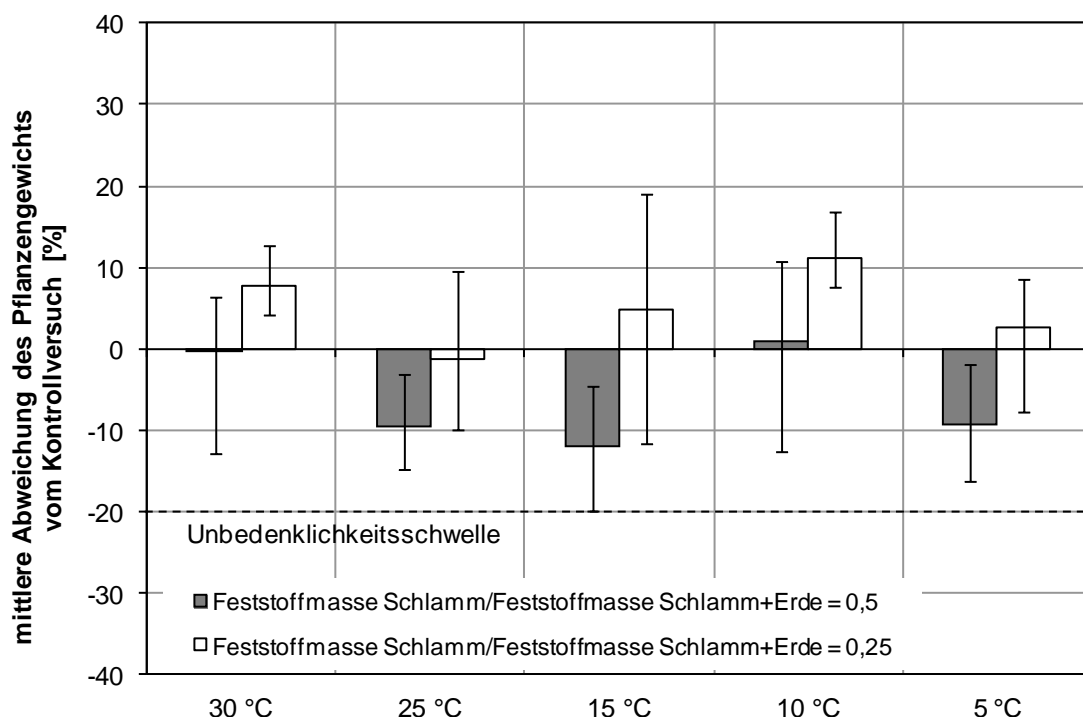


Abbildung 64: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Gemischen aus mit Branntkalk behandeltem Klärschlamm und Einheitserde (Mischprobe Klärschlamm aus den drei verschiedenen ÜS:PS-Ansätzen pro Temperatur) zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.2.2 Löschkalkbehandlung

Analog zur Branntkalkbehandlung werden im Folgenden zunächst Ergebnisse zur Löschkalkdosierung in Abhängigkeit des Feststoffgehalts beschrieben und diskutiert. Anhand der anschließenden Hauptversuche unter Variation der Umgebungstemperatur wird der Temperatureinfluss auf die Entwicklung der Feststoffgehalte und die Stickstoffverluste quantifiziert. Darüber hinaus erfolgt die Darstellung und Diskussion der Belastung des Schlammwassers nach Behandlungsabschluss, sowie die Reduktion pathogener Mikroorganismen und die Pflanzenverträglichkeit des Klärschlammes (Abbildung 65).

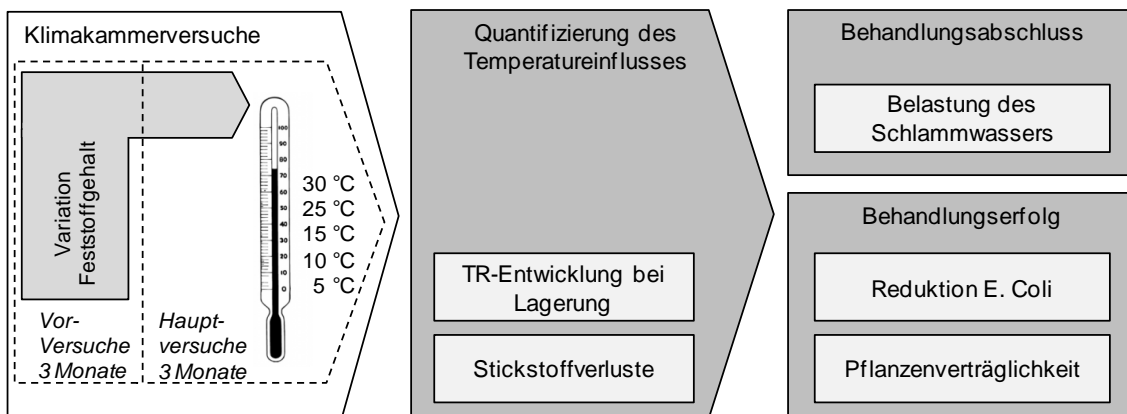


Abbildung 65: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Behandlung flüssiger Klärschlämme mit Löschkalk

7.2.2.1 Einfluss des Feststoffgehaltes auf die Kalkdosierung

Analog zur Branntkalkbehandlung wurde im Laborversuch bei 20 °C Umgebungstemperatur die notwendige Löschkalkdosierung zur langfristigen Anhebung des pH-Wertes über drei Monate Lagerungszeit in Abhängigkeit des Trockensubstanzgehalts kommunaler Flüssigschlämme erfasst. Abbildung 66 zeigt, dass tendenziell ein linearer Zusammenhang zwischen Kalkdosierung und Feststoffgehalt besteht. Die Kalkzugabe erhöht sich mit steigendem Trockenrückstandsgehalt, wie er z.B. durch statische Eindickung der Rohschlämme bewusst erzielt werden kann. Hierbei wären zwischen 0,2 und 0,3 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{kg TR}$ bzw. 5 bis 8 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ zur ausreichenden pH-Wert Steigerung notwendig (Bauerfeld et al., 2009). Pro 1 % Steigerung des Feststoffgehalts erhöht sich die Kalkdosis um 65 g $\text{Ca(OH)}_2/\text{kg TR}$ bzw. 4,3 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$.

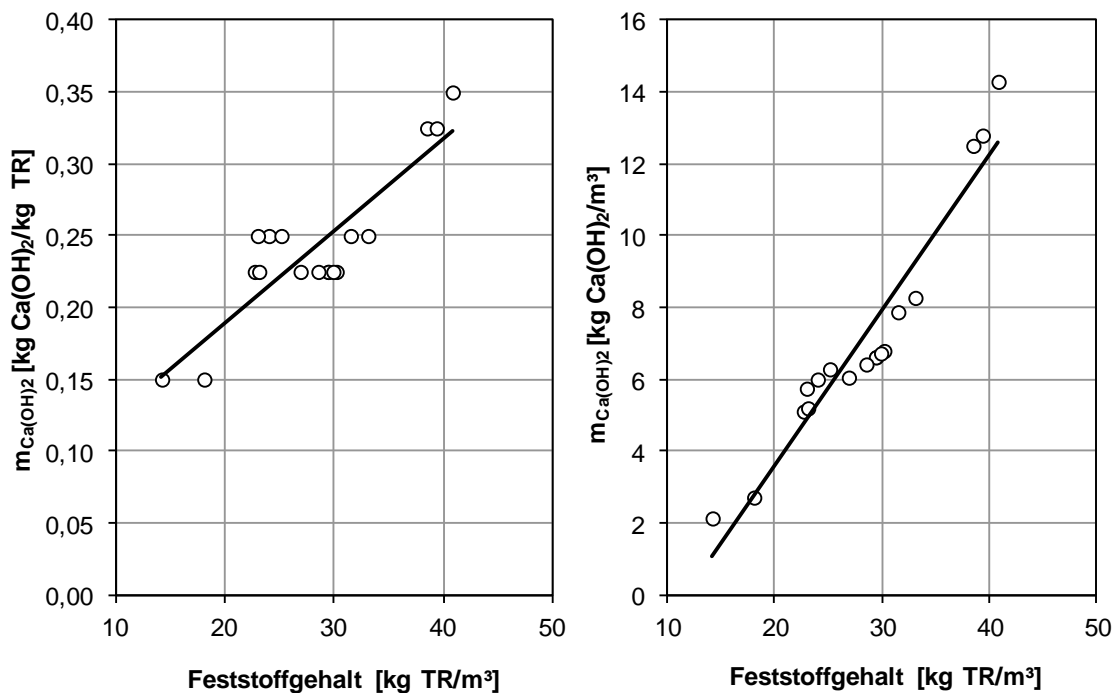


Abbildung 66: Löschkalkdosierung in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes

7.2.2.2 Quantifizierung des Temperatureinflusses

Angelehnt an die Vorversuchsergebnisse wurden den Flüssigschlämmen zur Lagerung in den Klimakammern entsprechend ihres Feststoffgehalts 0,25 bis 0,27 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{kg TR}$ in Form von Kalkmilch dosiert. Durch die Kalkzugabe erhöhte sich der Trockenrückstand der Rohschlämme geringfügig und stieg im Zuge fortschreitender Verdunstung über die Lagerungsbehälteroberfläche in allen Ansätzen auch bei niedrigen Lagerungstemperaturen an. Die Wasserverlusts- bzw. Trocknungsrate ist dabei über den dreimonatigen Versuchszeitraum für die einzelnen Ansätze in einer Klimakammer nahezu konstant. Je höher die Umgebungstemperatur desto höher die Wasserabgabe insgesamt. Abbildung 67 stellt den Trocknungsverlauf exemplarisch für die Ansätze im Schlammmischungsverhältnis $\ddot{\text{U}}\text{S}:\text{PS} = 2:1 \text{ Vol.}\%$ dar. Von anfänglich 24,4 kg $\text{H}_2\text{O}/\text{kg TR}$ bzw. 39 kg TR/m^3 nach Kalkzugabe trocknete das Material auf bis zu 19,3 kg $\text{H}_2\text{O}/\text{kg TR}$ bzw. 52 kg TR/m^3 bei 30 °C. Bei 5 °C veränderte sich der Wassergehalt von 25,7 auf 24,6 kg $\text{H}_2\text{O}/\text{kg TR}$ entsprechend 37 auf 39 kg TR/m^3 . Eine Funktionalisierung über alle Mischungsverhältnisse für eine Untersuchungstemperatur ist bei den Versuchen zur Löschkalkbehandlung nicht zielführend, da die Anfangsfeststoffgehalte der einzelnen Mischungen sehr unterschiedlich ausfielen. Die Temperaturabhängigkeit der Wasserabgabe der Mischungsverhältnisse $\ddot{\text{U}}\text{S}:\text{PS}$ von 1:1 und 3:2 Vol.-% entspricht allerdings einer ähnlichen Charakteristik wie der in Abbildung 67 dargestellten.

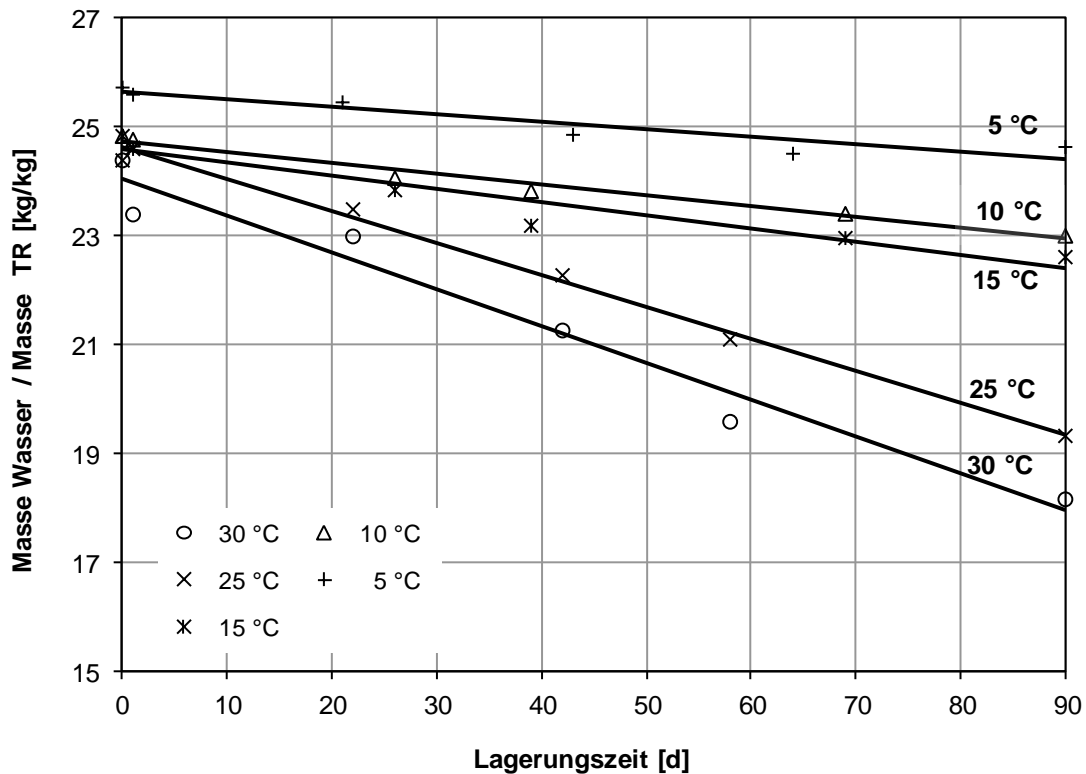


Abbildung 67: Trocknungsverlauf nach Löschkalkzugabe von 6,7 bis 8,3 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ bzw. 0,25 bis 0,27 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{kg TR}$ bei verschiedenen Umgebungstemperaturen (Mischungsverhältnis ÜS:PS = 2:1 Vol.-%, Ansätze zu je 30 L)

Die Feststoffmassen lassen sich mit ähnlichen Abweichungen wie bei der Branntkalkbehandlung von -7,9 bis +7,2 % in den einzelnen Schlammmischungen bilanzieren. Für die organische Feststoffmasse betragen die Bilanzfehler -6,8 bis +13,6 %, lassen allerdings wie die Ergebnisse zur Branntkalkbehandlung keine Systematik erkennen, die auf einen weiteren Umsatz der organischen Substanz schließen ließe. Größte Herausforderung und damit vermutlich einflussreichste Ursache für die Bilanzfehler bestand in der Homogenisierung des gekalkten Flüssigschlammes vor der Probenahme, da sich Kalk und Feststoffe über die Lagerungszeit absetzen.

Aus der Wasserbilanz über den gesamten Versuchszeitraum können für die untersuchten Temperaturen die absolute (r) und die flächenbezogene Trocknungsrate (r_A) abgeleitet werden. Die Abhängigkeit von den Umgebungstemperaturen (vgl. Abbildung 68) lässt sich dabei nach den folgenden Modellgleichungen quantifizieren:

$$r(T) = 0,0024 \cdot T + 0,0119 \text{ [kgH}_2\text{O/d] bzw.}$$

$$r_A(T) = 0,6968 \cdot T + 3,4198 \text{ [kgH}_2\text{O/(m}^2 \cdot \text{d)]}$$

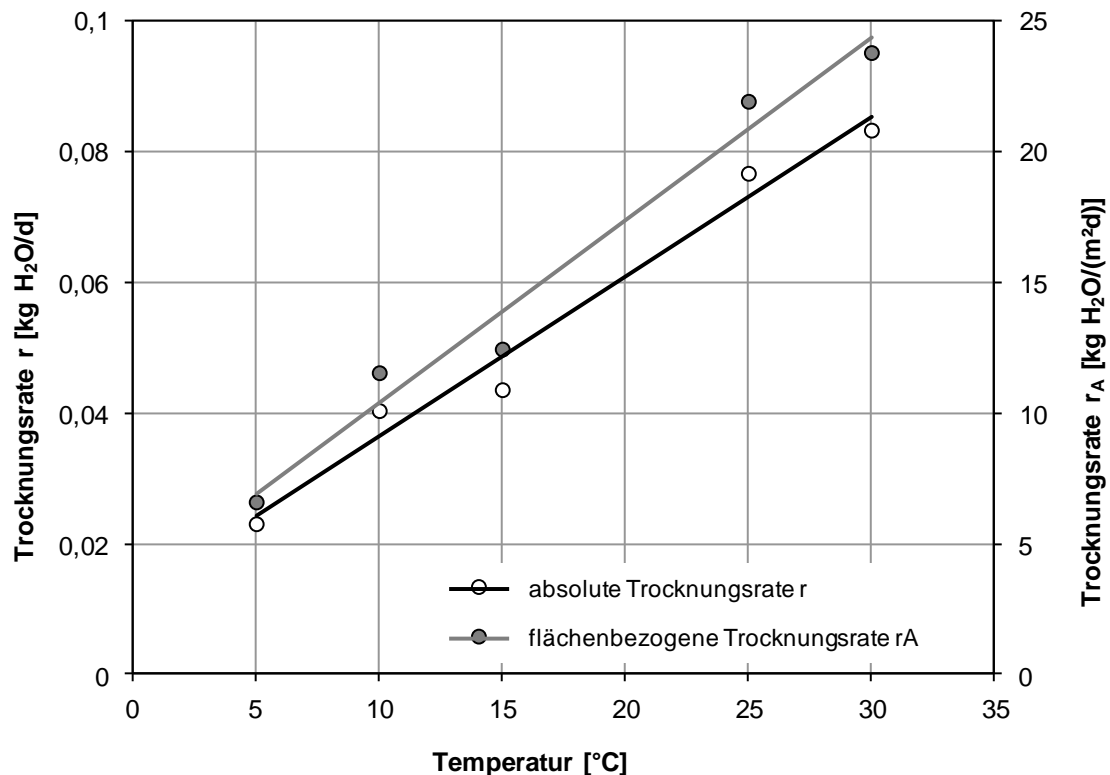


Abbildung 68: Mittlere absolute (r) und flächenbezogene Trocknungsrate (r_A) über die dreimonatige Lagerung Löschkalk behandelter Klärschlämme

Tabelle 39 stellt die aus den Versuchsdaten und nach den linearen Modellfunktionen berechneten Trocknungsraten im Vergleich dar.

Tabelle 39: Mittlere absolute (r) und flächenbezogene Trocknungsrate (r_A) über die dreimonatige Lagerung Löschkalk behandelter Klärschlämme (verschiedene Mischungsverhältnisse ÜS:PS, kursiv: aus Versuchsdaten berechnet, Standard: nach linearer Modellfunktion)

	5 °C	10 °C	15 °C	25 °C	30 °C	Korre- lation
r						
[kg H₂O/d]	0,023	0,040	0,044	0,077	0,083	
	0,024	0,036	0,048	0,072	0,084	0,976
r_A						
[kg H₂O/(m²·d)]	6,6	11,6	12,5	21,9	23,8	
	6,9	10,4	13,9	20,9	24,3	0,977

Die pH-Wert Erhöhung bei der Löschkalkzugabe bedingt ebenfalls wie bei der Brantkalkbehandlung eine Verschiebung des Ammonium-Ammoniak-Gleichgewichts und damit die Freisetzung von Stickstoff aus den Klärschlamm-Kalk-Gemischen. Die Ammoniumreduzierung beträgt hier zwischen 45 und 61 % ausgehend von 51,5 bis 70,4 mg $\text{NH}_4\text{-N/L}$ in den einzelnen Ansätzen. Im Vergleich zur Brantkalkbehandlung entwässerter Schlämme sind die Stickstoffverluste deutlich geringer, stehen aber tendenziell im Zusammenhang mit der Umgebungstemperatur und damit auch der Temperatur im Mischgut (Abbildung 69). Innerhalb der untersuchten Temperaturspanne von 5 bis 35 °C steigen die Stickstoffverluste um 0,6 % pro °C.

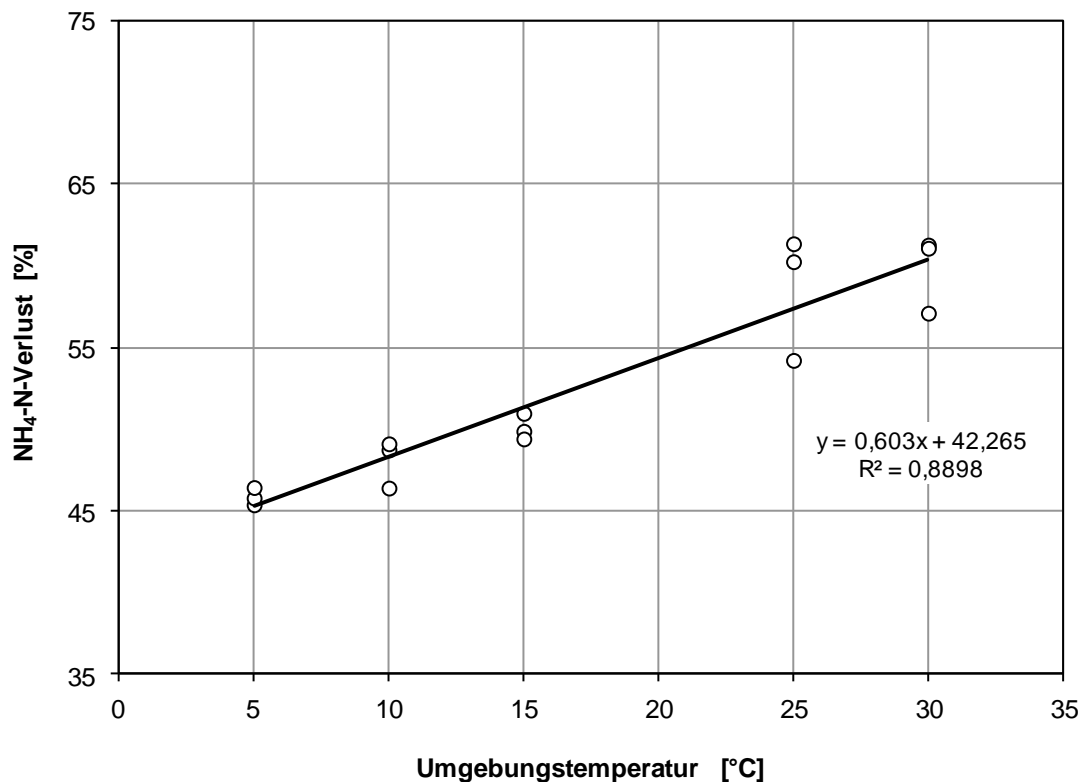


Abbildung 69: Zusammenhang zwischen Stickstoffverlust und Lagerungstemperatur des Klärschlamm-Löschkalk-Gemischs

7.2.2.3 Behandlungsabschluss

Nach dreimonatiger Lagerung wiesen die einzelnen Klärschlamm-Kalk-Gemische die in Tabelle 40 aufgeführten Stoffkonzentrationen im Schlammwasser auf.

Tabelle 40: Mittlere Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes (t_0) und nach der Löschkalkbehandlung inkl. dreimonatiger Lagerung (t_{end}) sowie relativ in Bezug auf das Rohschlammwasser (=100%)

		5 °C	10 °C	15 °C	25 °C	30 °C
CSB_{f, t0}	[mg/L]	742	759	759	963	963
CSB_{f, tend}	[mg/L]	4725	4842	5419	7642	8073
	[% von CSB _{f, t0}]	639	649	726	808	850
NH₄-N_{t0}	[mg/L]	52,3	65,2	65,2	62,2	62,2
NH₄-N_{tend}	[mg/L]	29,9	34,3	27,5	23,5	22,7
	[% von NH ₄ -N _{t0}]	57	53	42	38	37
PO₄-P_{t0}	[mg/L]	15,4	15,5	15,5	20,5	20,5
PO₄-P_{tend}	[mg/L]	0,20	0,19	0,17	0,24	0,25
	[% von PO ₄ -P _{t0}]	1,3	1,2	1,1	1,2	1,3

Gegenüber den unbehandelten Klärschlämmen nimmt die Konzentration an CSB im Schlammwasser durch die Zugabe von Löschkalk um ein Vielfaches zu, während die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff und Phosphatphosphor sinken. Die starke Zunahme des CSBs im Schlammwasser infolge der Kalkung wird durch Untersuchungen von Noland et al. (1978) und Paulsrud und Eikum (1984) bestätigt, wobei in den eigenen Untersuchungen gleichermaßen eine höhere Freisetzung mit steigender Umgebungstemperatur zu beobachten ist. Die Autoren begründen die Zunahme an CSB im Schlammwasser mit chemischen Desintegrationsprozessen, die zur Zellwandauflösung und Verseifung der Zellwandfette führen. Dadurch werden organische Substanzen in Lösung gebracht. Die Geschwindigkeit chemischer Hydrolyseprozesse steigt dabei mit der Temperatur (ATV Arbeitsgruppe AK-1.6, 2003), so dass bei höheren Umgebungstemperaturen prinzipiell höhere Freisetzungsraten vorliegen. Die im Vergleich zum Rohschlamm geringeren Ammoniumstickstoffgehalte können durch die gasförmigen Stickstoffverluste bei hohen pH-Werten erklärt werden, die ebenfalls erwartungsgemäß mit steigenden Temperaturen zunehmen (vgl. Abschnitt 7.2.2.2). Phosphate hingegen werden bei Addition von Kalk gefällt.

7.2.2.4 Behandlungserfolg

Die Anzahl an E. Coli reduzierte sich unabhängig von der Schlammqualität und der Umgebungstemperatur um 4,3 bis 5,1 log-Einheiten über die dreimonatige Lagerungszeit. Zum Ende der Versuchsdauer lagen die E. Coli-Gehalte noch in der Größenordnung 10^2 MPN/g TR (Abbildung 70) und sind somit vergleichbar

mit der mikrobiologischen Qualität Branntkalk behandelter Schlämme (vgl. Abschnitt 7.2.1). Nach Jepsen et al. (1997) und Jamal et al. (2011) bewirkt eine langfristige pH-Wert Anhebung kommunaler Klärschlämme durch Löschkalkzugabe eine Reduktion von Indikatorbakterien um drei bis sechs log-Einheiten bei Anfangskonzentrationen in der Größenordnung 10^7 bis 10^9 MPN/g TR. Untersuchungen von Bean et al. (2007) zeigten zudem, dass E. Coli-Bakterien, Salmonellen und ausgewählte Indikatorviren langfristig bei hohen pH-Werten nach Löschkalkaufgabe nicht überleben können.

Insgesamt unterschreitet die in den vorliegenden Untersuchungen nachgewiesenen Restkonzentration an E. Coli im behandelten Schlamm die kritischen Konzentrationen für eine seuchenhygienische Unbedenklichkeit nach Grenzwertüberlegungen der EU. Der hohe Desinfektionseffekt bei den vorliegenden Untersuchungen erlaubt somit eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Verwertung des Kalk behandelten Klärschlamms.

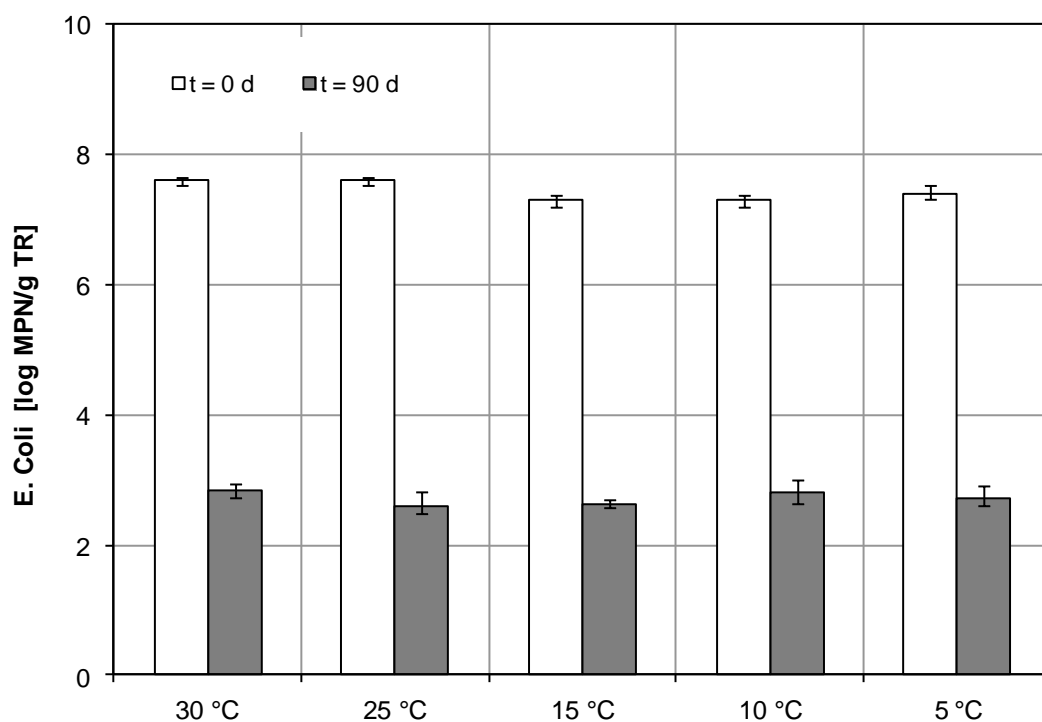


Abbildung 70: Anzahl an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Klärschlamm-Löschkalk-Gemisch bei verschiedenen Umgebungstemperaturen

Der Pflanzenverträglichkeitstest mit Kresse zeigt für die Löschkalk behandelten Klärschlämme in allen Ansätzen Erträge von mehr als 80 % der Erträge der Kontrollansätze, allerdings mit hohen Abweichungen innerhalb der Dreifachansätze. Tendenziell werden im Gemisch mit einem geringeren Masseanteil Klärschlamm höhere Pflanzenerträge erzielt. Insgesamt ist der Kalk behandelte

Klärschlamm jedoch als phytotoxisch unbedenklich einzustufen. Einen Einfluss der Behandlungstemperatur auf die Pflanzenverträglichkeit ist nicht ableitbar (Abbildung 71). Aus den vorliegenden Testergebnissen lässt sich eine phytotoxische Unbedenklichkeit der gekalkten Klärschlämme ableiten. Auch in den Schlamm-Erden-Gemischen der mit Löschkalk behandelten Schlämme liegt der pH-Wert im alkalischen Bereich, wie bereits bei den Pflanzenverträglichkeitstests Brantkalk behandelter Schlämme. Das pH-Milieu scheint sich entsprechend den Ausführungen in Abschnitt 7.2.1.3 jedoch nicht nachteilig auf das Kressewachstum und damit auf das Testergebnis auszuwirken.

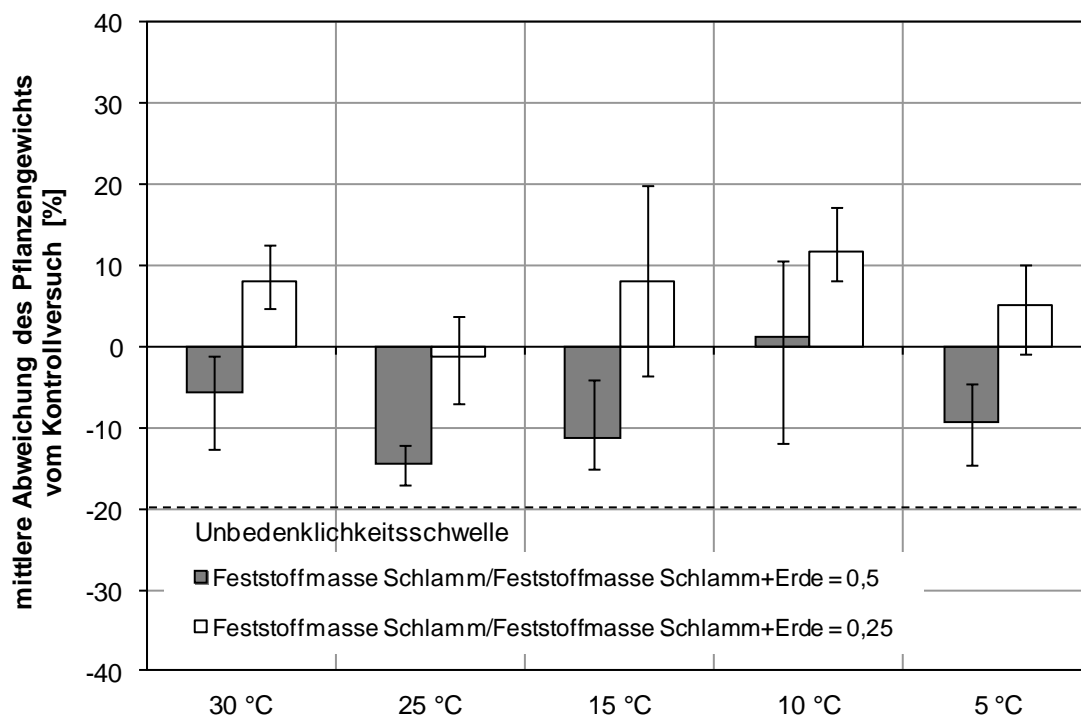


Abbildung 71: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Gemischen aus Löschkalk behandeltem Klärschlamm und Einheitserde (Mischprobe Klärschlamm aus den drei verschiedenen ÜS:PS-Ansätzen pro Temperatur) zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.2.3 Zusammenfassung der Versuchsergebnisse zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf die Kalkbehandlung

Verfahrensbedingt findet bei der Behandlung entwässerter Klärschlämme mit Brantkalk sowie der Behandlung flüssiger Klärschlämme mit Löschkalk kein Nährstoffumsatz statt. Die notwendige Dosierung zum Erreichen einer langfristigen Hemmung biologischer Prozesse (vgl. Kapitel 6.2) ist allein von der Schlammqualität und nicht von der Umgebungstemperatur abhängig.

Tendenziell besteht bei der Branntkalkbehandlung ein Einfluss der Temperaturbedingungen auf die infolge der Löschreaktion zu erwartende Maximaltemperatur im Klärschlamm-Kalk-Gemisch, die mit steigenden Temperaturen zunimmt. Die Umgebungsbedingungen bestimmen allerdings hauptsächlich sowohl bei der Branntkalk- als auch der Löschkalkbehandlung die Trocknung des Mischguts bei der dreimonatigen Lagerung. Die Trocknung Branntkalk behandelter Klärschlämme verläuft dabei nach ähnlichen Gesetzmäßigkeiten wie der Nährstoffumsatz bei der biologischen Stabilisierung. Mit höheren Temperaturen werden höhere Feststoffgehalte bis zu 900 kg TR/m³ bei mesophilen, bis zu 400 kg TR/m³ bei psychophilen Temperaturen erlangt. Die Temperaturabhängigkeit des Trocknungskoeffizienten lässt sich über den Arrheniuszusammenhang zu 6,4 % pro Grad Temperatursteigerung ausdrücken.

Auch bei der Löschkalkbehandlung verdunstet bei höheren Lagerungstemperaturen mehr Wasser, allerdings sind die Trocknungsraten über den Versuchszeitraum konstant. Die Wasserabgabe verläuft linear. Pro Grad Temperatursteigerung nimmt die Wasserabgabe um 0,7 kg H₂O/m² zu.

Ein deutlicher Einfluss der Umgebungstemperaturen macht sich bei der Ammoniakvolatilisierung beider Verfahrensvarianten bemerkbar. Unter alkalischen Bedingungen und mit steigenden Temperaturen wird verstärkt Ammoniak aus den Klärschlamm-Kalk-Gemischen freigesetzt. Die Ammoniumstickstoffverluste bei der Branntkalkbehandlung betragen hierbei bis zu 76 % und werden durch die Wärmefreisetzung bei der Löschreaktion von Branntkalk und Schlammwasser begünstigt. Bei der Löschkalkbehandlung betragen die Stickstoffverluste bis zu 61 % bei mesophilen Lagerungstemperaturen.

Infolge des pH-Anstiegs und der Addition von Kalk als Fällmittel verändern sich die Nährstoffkonzentrationen in der wässrigen Phase Löschkalk behandelter Klärschlämme. Die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff und Phosphatphosphor sinken deutlich. Die CSB-Gehalte im Schlammwasser steigen hingegen an. Dabei sind die Stickstoffverluste und die CSB-Anreicherung mit steigenden Lagerungstemperaturen höher. Bei der Branntkalkbehandlung entwässelter Schlämme fallen keine Schlammwässer an.

Die hohen pH-Werte in Kalk behandelten Klärschlämmen bewirken eine hohe Reduktion pathogener Mikroorganismen. Bei der Branntkalkbehandlung wird der Desinfektionserfolg durch die Wärmefreisetzung bei der Löschreaktion zusätzlich verstärkt. So betragen die Reduktionsraten bei der Löschkalkbehandlung 4,3 bis 5,1 log-Einheiten, bei der Branntkalkbehandlung über 5 log-Einheiten in allen Ansätzen. Die Umgebungstemperatur hat auf die Desinfektionswirkung keinen Einfluss. Alle kalkbehandelten Klärschlämme sind pflanzen-

verträglich und phytotoxisch unbedenklich. Ein Düngeeffekt und ein Zusammenhang zu den Umgebungsbedingungen ist hierbei ebenfalls nicht ableitbar.

7.3 Natürliche Klärschlammentwässerung und -trocknung

Bei natürlichen Entwässerungs- und Trocknungsverfahren bestimmt das Klima maßgeblich die Leistungsfähigkeit der Verfahren. Dabei sind neben der Temperatur auch andere wasserhaushaltsbestimmende Größen (u.a. Luftfeuchte, Wind und Strahlung), sowie die Verfahrensführung für die Wasserabgabe und damit den Trocknungserfolg verantwortlich. Eine systematische Untersuchung natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren allein unter Variation der Temperatur in eingehausten Klimakammern wie bei der biologischen und chemischen Stabilisierung ist daher nicht zielführend. Angelehnt an die Ausführungen in Kapitel 2.2.3 werden vielmehr die üblicherweise herangezogenen Bemessungsgrundlagen und Erfahrungswerte für den Wasseraustrag natürlicher Entwässerungssysteme mit den Ergebnissen mehrwöchiger Versuche im Freigelände zu verschiedenen Jahreszeiten abgeglichen. Aus den Versuchsergebnissen werden Empfehlungen für die Bemessung unter variierenden Bedingungen abgeleitet.

Als Ausgangsmaterial wurde simultan aerob stabilisierter Rohschlamm kommunaler Herkunft verwendet, der nach den im Rahmen der vorliegenden Arbeit angesetzten Kriterien (vgl. Kapitel 6.1) allerdings als nicht vollstabilisiert einzustufen ist.

7.3.1 Konventionelle Trockenbeetentwässerung und solare Klärschlamm-trocknung

Die Ergebnisse der parallelen Freilandversuche zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung werden in Abhängigkeit der Schichtdicke bzw. Feststoffflächenbelastung dargestellt und diskutiert. Zusätzlich erfolgte für die solare Trocknung mit 12 cm Schichtdicke eine Variation der Ventilation von denen die Ansätze ohne Zwangslüftung und mit einer Ventilationsstärke von 1,8 m/s zusätzlich regelmäßig umgewälzt wurden. Die Untersuchung des Einflusses der Umwälzung erfolgte gleichermaßen auch für die Trockenbeetentwässerung mit 12 cm Schichtdicke. Alle Ansätze wurden einmalig mit aerob teilstabilisiertem Rohschlamm beaufschlagt und über die Wintermonate beprobt. Für alle Versuchsvarianten wird der Zusammenhang zwischen Klimadaten und Trocknungsergebnis sowie die Sickerwasserbelastung aufgezeigt. Zusätzlich erfolgt für ausgewählte Versuchsvarianten eine Darstellung und Diskussion des Desinfektionserfolges und der Pflanzenverträglichkeit des Trockengutes (vgl. Abbildung 72).

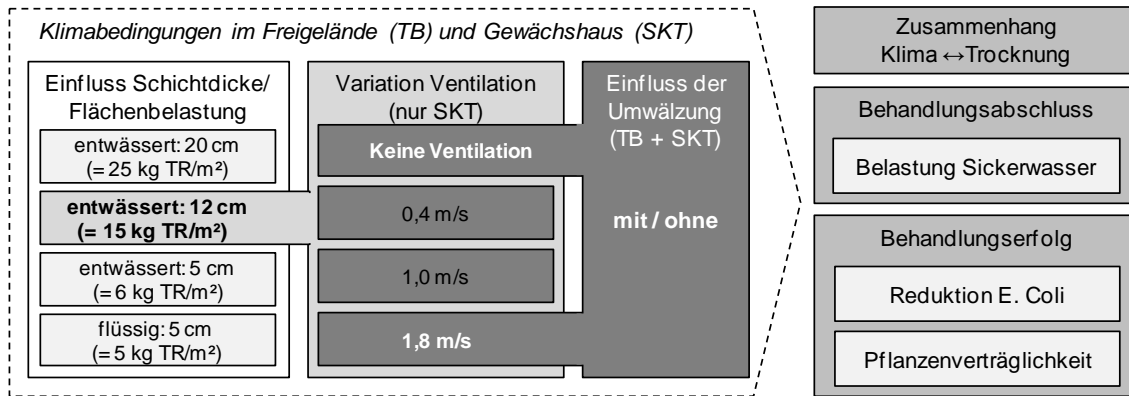


Abbildung 72: Arbeitsprogramm und Varianten für die vergleichenden Untersuchungen zur Trockenbeetentwässerung (TB) und solaren Trocknung (SKT) eingedickter/entwässerter Schlämme im Freiland mit einmaliger Schlammaufgabe im Januar

7.3.1.1 Entwicklung der Feststoffgehalte bei unterschiedlicher Feststoff-flächenbelastung eingedickter und flüssiger Schlämme

Während der 15-wöchigen Versuchszeit von Ende Januar bis Anfang Mai wurden für die konventionelle Trockenbeetentwässerung und die solare Trocknung einmalig Klärschlamm in Schichtdicken von 5, 12 und 20 cm auf die Versuchsbeete aufgebracht. Damit wurden unterschiedliche Feststoffflächenbelastungen eingedickter Schlämme von 6, 15 und 25 kg TR/m² über die Versuchszeit, entsprechend 21, 51 und 85 kg TR/(m²·a), realisiert. Zudem wurde flüssiger Schlamm mit 5 cm Schichtdicke, respektive 1,4 kg TR/m² bzw. 5 kg TR/(m²·a) auf ein Trockenbeet aufgetragen.

Bis zum Ende der Behandlungszeit wurden bei der Trockenbeetentwässerung der eingedickten Schlämme lediglich im Ansatz mit einer geringen Schichtdicke von 5 cm Feststoffgehalte von 800 bis 900 kg TR/m³ und somit eine Volltrocknung erreicht. Mit steigender Schichtdicke reduzierte sich der Trocknungsgrad auf 290 und 240 kg TR/m³ (vgl. Abbildung 73). Die Wasserabgabe, die sich in Summe aus Verdunstung und Drainage ergibt, verhält sich dabei in allen Ansätzen während der ersten beiden Versuchswochen nahezu identisch und ist überwiegend durch Sickerwasserabfluss geprägt. Im weiteren Verlauf dominiert hingegen der Wasseraustrag über Verdunstungsprozesse. Im Ansatz mit der geringsten Schichtdicke trocknet das Material dabei nahezu vollständig durch, während bei höherer Schichtdicke Wasser lediglich aus den oberen Zentimetern verdunstet und somit das Trocknungsergebnis über die gesamte Schichtmächtigkeit gesehen entsprechend gering ausfällt.

Bei der Flüssigschlammentwässerung hingegen war das Material bereits nach dreiwöchiger Lagerungszeit auf über 800 kg TR/m³ getrocknet (vgl. Abbildung 73 links, *-markiert), wobei in den ersten Tagen nach Schlammaufgabe bereits drei Viertel des insgesamt angefallenen Sickerwasser aus dem System ausgetragen wurden.

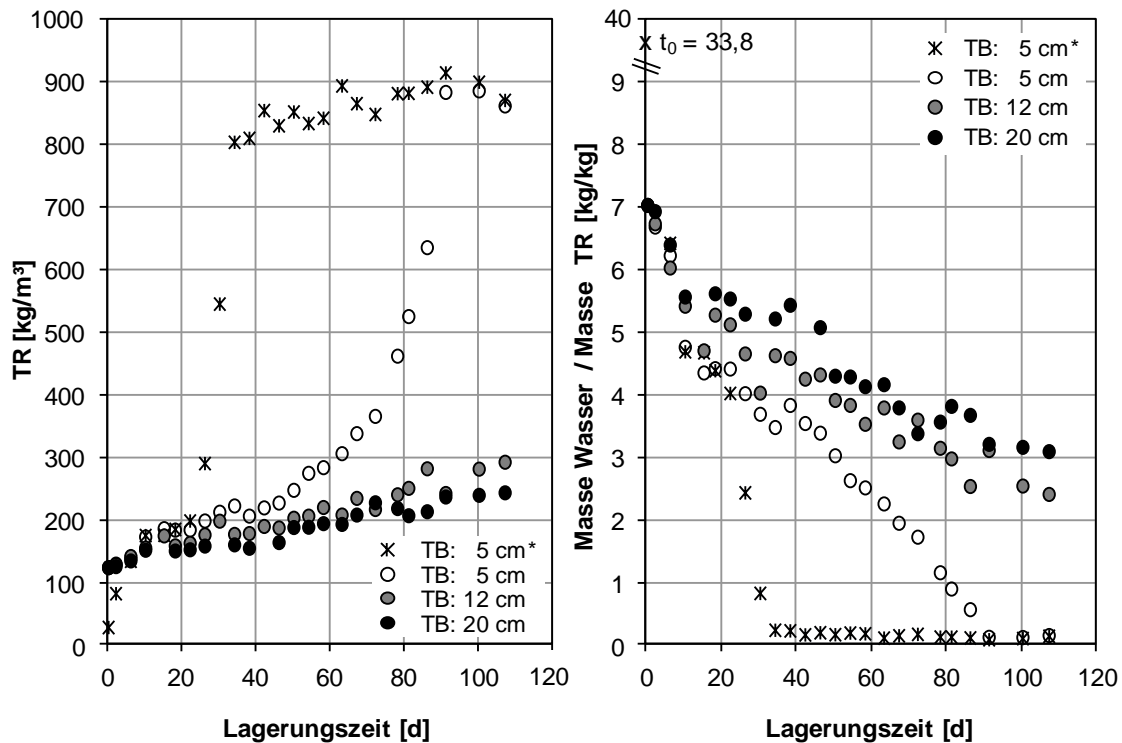


Abbildung 73: Trocknungsverlauf über 15 Wochen bei konventioneller Trockenbeetentwässerung mit unterschiedlichen Schichtdicken (aerob teilstabilsierter Rohschlamm, $TR_0 = 124,5 \text{ kg/m}^3$ und $TR_0 = 28,8 \text{ kg/m}^3$ *)

Analog zur Trockenbeetentwässerung werden auch in den Versuchsansätzen zur solaren Trocknung eingedickter Schlämme ohne Zwangsbelüftung lediglich bei geringer Schichtdicke Feststoffgehalte über 800 kg TR/m³ erreicht, während sich das Entwässerungsergebnis für die höheren Schichtmächtigkeiten mit rund 250 kg TR/m³ bei 12 cm und 210 kg TR/m³ bei 20 cm nur geringfügig unterscheidet (vgl. Abbildung 74). Insgesamt werden etwas geringere Endfeststoffgehalte erreicht als bei der Trocknung in offenen Beeten. Auch bei der solaren Trocknung ist die hohe Wasserabgabe zu Versuchsbeginn überwiegend auf den Austritt von Sickerwasser zurückzuführen.

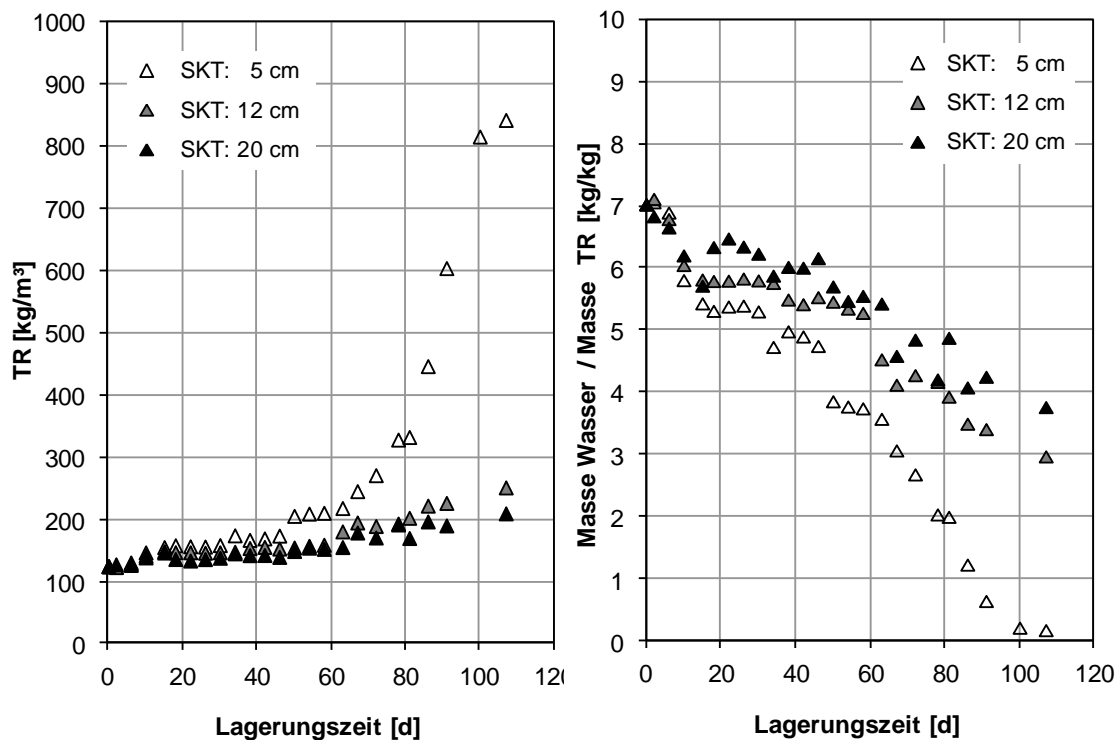


Abbildung 74: Trocknungsverlauf über 15 Wochen im Gewächshaus ohne Zwangsbelüftung mit unterschiedlichen Schichtdicken (aerob teilstabilisierter Rohschlamm, $TR_0 = 124,5 \text{ kg/m}^3$)

Insgesamt erweist sich somit sowohl bei der Trockenbeetentwässerung als auch der solaren Trocknung eingedickter Schlämme ohne Ventilation und Umwälzung eine Schichtdicke von 5 cm, bzw. eine Feststoffflächenbelastung von 6 kg TR/m² über die Versuchszeit, bei den gegebenen Randbedingungen als ideal. Nur hier trocknet das Material über die gesamte Schichtmächtigkeit vollständig durch. Ein Aufreißen der Oberfläche begünstigt zudem den Wasserentzug. Ein Vorteil für die solare Trocknung gegenüber der Trockenbeetentwässerung besteht nicht. Die Trockenbeetansätze liefern etwas höhere Trocknungsergebnisse, die vermutlich auf den Einfluss der natürlichen Luftzirkulation zurückgeführt werden können.

Tabelle 41 fasst die Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen bezogen auf die Versuchsdauer für die Trockenbeetentwässerung und die solare Trocknung zusammen. Auffällig ist, dass bei der solaren Trocknung eingedickter Schlämme in den Ansätzen mit 12 und 20 cm Schichtdicke im Vergleich zur Trockenbeetentwässerung ein sehr viel höherer Wasserverlust der Sickerwasserabgabe als der Verdunstung zuzuordnen ist. Die Wasserbilanzdaten bestätigen somit den förderlichen Effekt der Luftzirkulation auf die Entwässerung in Trockenbeeten. In der Gewächshausatmosphäre mit hoher Luftfeuchte (bis zu 95 %) kann das Schlammwasser gravitativ nur über die Drainage abgegeben

werden. Ein Entweichen wasserdampfgesättigter Luft war nur durch natürliche Konvektion über Lüftungsschlitze möglich.

Tabelle 41: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen (vgl. Kapitel 2.2.3.4) für die 15wöchige Trockenbeetentwässerung und solare Trocknung ohne Zwangsbelüftung eingedickter Schlämme, sowie die Flüssigschlammentwässerung im Trockenbeet (*-markiert)

		Trockenbeetentwässerung				Solare Trocknung		
		5 cm*	5 cm	12 cm	20 cm	5 cm	12 cm	20 cm
B_{TR}	[kg TR/m²]	1,4	6	15	25	6	15	25
W_{S,0}	[L/m²]	48,6	43,8	105,1	175,1	43,4	105,1	175,1
W_{S,end}	[L/m²]	0,2	1,0	36,1	77,1	1,2	44,6	93,9
R	[L/m²]	19,7	7,9	12,4	21,3	7,1	27,3	38,2
E	[L/m²]	28,7	34,9	56,5	76,7	35,1	33,2	43,0
W	[L/m²]	48,4	42,8	68,9	98,0	42,2	60,5	81,2
E/W	[-]	0,41	0,82	0,82	0,78	0,83	0,55	0,53

Während der Trocknungszeit der eingedickten Schlämme reduzierte sich neben dem Wassergehalt auch der Anteil organischer Feststoffe am Trockenrückstand sowohl in den Trockenbeeten als auch in den Gewächshäusern. Die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Feststoffe fallen dabei für die Massenbilanzierung vernachlässigbar gering aus. Die Reduktion der organischen Bestandteile betrug hier über die Versuchszeit insgesamt zwischen 7,6 und 9,4 % ohne nachweisbaren Zusammenhang zur Schichtdicke oder dem Trocknungsverfahren. Damit ist davon auszugehen, dass in den aerob (teil)stabilisierten Schlämmen ein weitergehender Stoffumsatz stattfand.

Bei der Entwässerung des Flüssigschlamms veränderte sich die Zusammensetzung der Feststofffraktionen nur geringfügig. Bis zum Ende des Versuchszeitraums konnte eine Reduktion der organischen Substanz im Beet um 2,6 % festgestellt werden. Die schnelle Entwässerung und der damit verbundene geringe Wassergehalt bereits nach einem Drittel der Versuchszeit haben vermutlich einen weitergehenden Abbau des getrockneten Materials verhindert. Der Feststoffgehalt des Sickerwassers spielt auch hierbei, trotz der hohen Sicker-

wassermengen, nur eine zu vernachlässigende Rolle bei der Massenbilanzierung.

7.3.1.2 Einfluss der Ventilation auf die solare Trocknung eingedickter Schlämme

In großtechnischen Solartrocknern ist eine Ventilation für den gezielten Austrag wasserdampfgesättigter Luft üblich. Zudem werden i.d.R. höhere Schichtdicken realisiert, als sich in den Versuchen ohne Ventilation als optimal erwiesen haben. Daher wurde für die solare Trocknung eingedickter Schlämme zusätzlich der Einfluss einer Zwangsbelüftung bzw. gesteuerten Ventilation bei 12 cm Schichtdicke untersucht. Abbildung 75 stellt die Trocknungskurven bei verschiedenen Ventilationsstärken mit Geschwindigkeiten von 0,4, 1,0 und 1,8 m/s im Vergleich zum bereits in Abbildung 74 dargestellten Ansatz gleicher Schichtdicke dar, bei dem ein Luftaustausch nur durch natürliche Konvektion über Lüftungsschlitze erfolgen konnte. Gegenüber der ungelüfteten Variante steigt in allen Ansätzen die insgesamt abgegebene Wassermenge. Mit zunehmender Belüftungsintensität wird ein höherer Feststoffgehalt von bis zu 400 kg TR/m³ erzielt. Der Trocknungserfolg in den Ansätzen mit 0,4 und 1,0 m/s Ventilationsstärke unterscheidet sich mit 312 und 314 kg TR/m³ nur geringfügig.

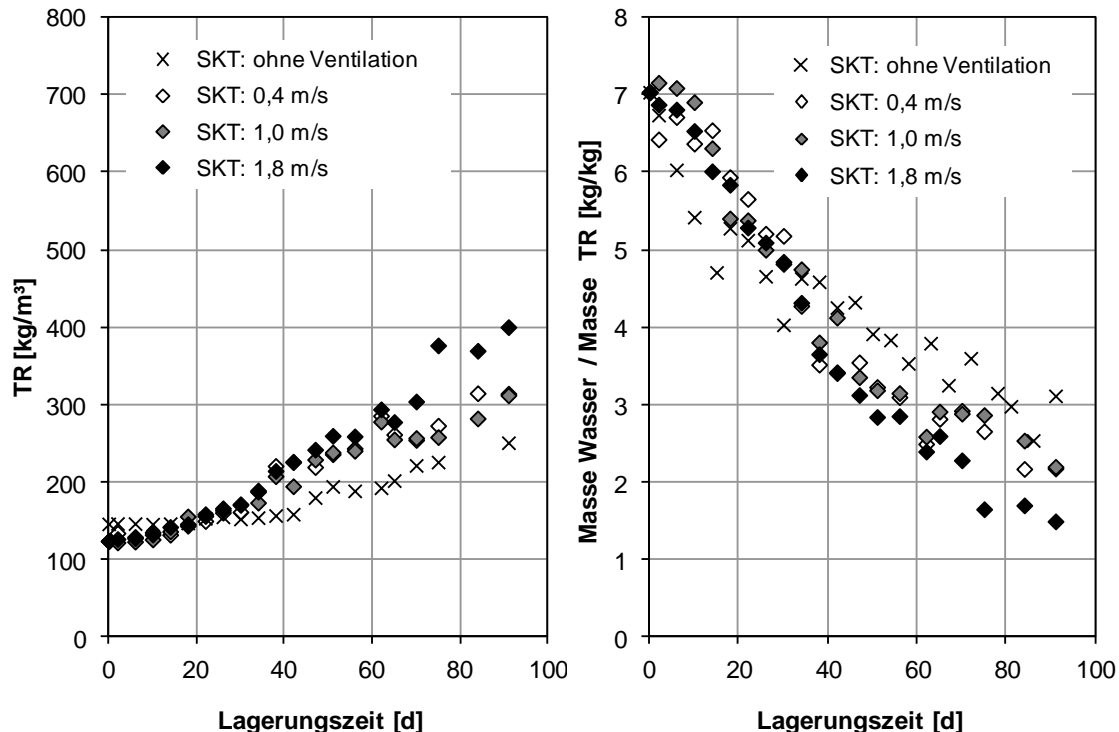


Abbildung 75: Trocknungsverlauf über 13 Wochen in Gewächshäusern mit unterschiedlichen Ventilationsstärken (aerob teilstabilisierter Rohschlamm, $TR_0 = 124,5 \text{ kg/m}^3$, Schichtdicke einheitlich 12 cm, Beginn zwei Wochen nach den Ansätzen in Abschnitt 7.3.1.1)

Die ideale Ventilationsstärke beläuft sich bei einer Schichtdicke von 12 cm und ohne Umwälzung somit auf 1,8 m/s. Tabelle 42 fasst die auf die Versuchszeit bezogenen Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen zusammen.

Tabelle 42: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen (vgl. Kapitel 2.2.3.4) für die 13-wöchige solare Trocknung mit und ohne Zwangsbelüftung

		Ventilationsintensität			
		ohne	0,4 m/s	1,0 m/s	1,8 m/s
B_{TR}	[kg TR/m²]	15	15	15	15
W_{S,0}	[L/m²]	105,1	105,1	105,1	105,1
W_{S,end}	[L/m²]	44,6	32,6	32,9	22,4
R	[L/m²]	27,3	10,4	4,2	1,7
E	[L/m²]	33,2	62,1	68,0	81,0
W	[L/m²]	60,5	72,5	72,2	82,7
E/W	[-]	0,55	0,85	0,94	0,98

Insgesamt nimmt der Anteil der Verdunstung an der Wasserabgabe mit steigender Ventilationsintensität auf bis zu 98 % zu, bei entsprechend geringerem Sickerwasseranteil. Auch in den Versuchsvarianten mit Ventilation sind die mit dem Sickerwasser ausgetragenen Feststoffe für die Massenbilanzierung zu vernachlässigen. Während der Lagerungszeit wurde ein weitergehender Abbau der organischen Substanz von 6,7 bis 6,9 % ermittelt.

7.3.1.3 Einfluss der Umwälzung auf die Trocknung eingedickter Schlämme

In großtechnischen Solartrocknern wird der Klärschlamm in der Regel in festen Intervallen gewendet. Dadurch erfolgt ein stetiger Aufriss der Oberfläche bzw. eine Durchmischung des Trockenguts und folglich eine ständige Erneuerung der Grenzschicht zwischen Schlammoberfläche und Luft. Somit können auch bei höheren Schichtdicken hohe Trocknungsergebnisse erzielt werden. Eine dritte Versuchsreihe diente somit dazu, den Einfluss einer kompletten Durchmischung des Materials auf das Trocknungsergebnis für die Trockenbeetentwässerung und die solare Trocknung bei einer Schichtdicke von einheitlich 12 cm

zu ermitteln. Der Schlamm wurde zwei- bis dreimal pro Woche über die 15-wöchige Versuchszeit nach den Probenahmen durchmischt.

Abbildung 76 zeigt, dass sowohl im Trockenbeet als auch im Gewächshaus hohe Feststoffgehalte über 900 kg TR/m^3 unter Einfluss der Umwälzung erreicht werden können. Die Belüftungsintensität scheint bei der solaren Trocknung hierbei keinen wesentlichen Einfluss mehr auf das Trocknungsergebnis auszuüben. Es wird sowohl mit als auch ohne Ventilation eine Volltrocknung erzielt. Insgesamt übt somit von allen variierten Verfahrensparametern die Umwälzung den höchsten Einfluss auf den Trocknungserfolg aus.

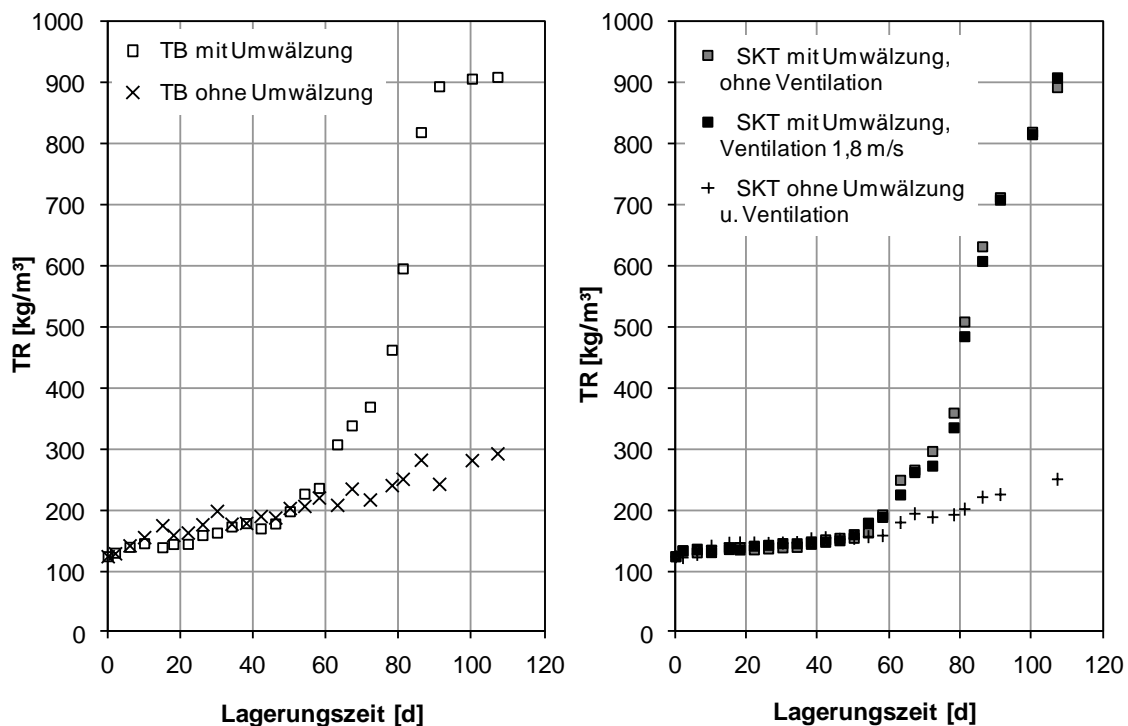


Abbildung 76: Trocknungsverlauf im Trockenbeet und im Gewächshaus mit und ohne Ventilation über 15 Wochen mit dreimaliger Umwälzung pro Woche (aerob teilstabilisierter Rohschlamm, $\text{TR}_0 = 124,5 \text{ kg/m}^3$, Schichtdicke einheitlich 12 cm)

Der Sickerwasserabfluss nimmt in allen Verfahrensvarianten mit Umwälzung gemäß den Wasserbilanzdaten in Tabelle 43 nur einen geringen Anteil an der Wasserabgabe ein. Der Wasseraustrag erfolgt nahezu vollständig über die Verdunstung. Aus der Feststoffbilanzierung des Trockenguts ergibt sich ein Abbau der organischen Substanz von 10,3 bis 13,3 %. Damit ist in den Varianten mit Umwälzung eine höhere Feststoffumsetzung als in den übrigen Verfahrensvarianten zu verzeichnen.

Tabelle 43: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen (vgl. Kapitel 2.2.3.4) für die 15wöchige Trockenbeetentwässerung und solare Trocknung mit und ohne Zwangsbelüftung und Umwälzung

		Trockenbeet mit Umwälzung	Solare Trocknung mit Umwälzung	
			Ohne Ventilation	Ventilation 1,8 m/s
B _{TR}	[kg TR/m²]	15	15	15
W _{S,0}	[L/m²]	105,1	105,1	105,1
W _{S,end}	[L/m²]	1,5	1,8	1,5
R	[L/m²]	6,3	4,3	0,7
E	[L/m²]	97,3	99,0	102,9
W	[L/m²]	103,6	103,3	103,6
E/W	[-]	0,94	0,96	0,99

7.3.1.4 Zusammenhang zwischen Trocknungsergebnis und Klima

Aus den oben angeführten Trocknungsergebnissen unter Variation verschiedener Betriebseinstellungen werden im Folgenden der Anteil verdunsteten Wassers aus den Wasserbilanzdaten der theoretischen Verdunstungshöhe, die sich aus Klimadaten berechnen lässt, gegenübergestellt. Für die Berechnung der Verdunstung nach Turc-Wendlings empirischem Ansatz (vgl. Kapitel 2.2.3.4) werden lediglich Temperatur- und Strahlungsdaten benötigt, die im Freigelände und für die Gewächshäuser in 15-minütiger Auflösung bzw. als Tagessummen im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen ermittelt werden konnten. Eine alternative Berechnung der Verdunstung mit komplexeren physikalischen Verfahren, z.B. nach Penman, und damit der Vergleich zur Turc-Wendling-Formel, kann aufgrund fehlender Klimadaten nicht erfolgen.

Abbildung 77 stellt die Temperaturdaten im Tagesmittel sowie die Strahlungsdaten für das Freigelände über die Versuchszeit dar. Die Tagesmitteltemperaturen steigen insgesamt von Ende Januar bis Anfang Mai, wobei vor allem im Januar und Februar auch Einzelwerte deutlich unter dem Gefrierpunkt erreicht werden. Die Monatsmittel liegen für Februar mit 4,0 °C, für März mit 8,1 °C und für April mit 14 °C allerdings über den 30-jährigen Monatsmittelwerten. Der Deutsche Wetterdienst gibt für die entsprechenden Monate der Referenzperio-

de von 1961 bis 1990 Temperaturmittel von 1,0, 4,0 und 7,9 °C für die Klimastation Braunschweig-Völkenrode an (DWD, 2007). Auch die gemessenen Strahlungswerte steigen über die Wintermonate bis ins Frühjahr tendenziell an und entsprechen ungefähr den in der Literatur üblichen Werten für Standorte 50° nördlicher Breite (Weischet, 1995). Im Gewächshaus lagen die Temperaturen im Mittel 1,2 °C über denen des Freigeländes.

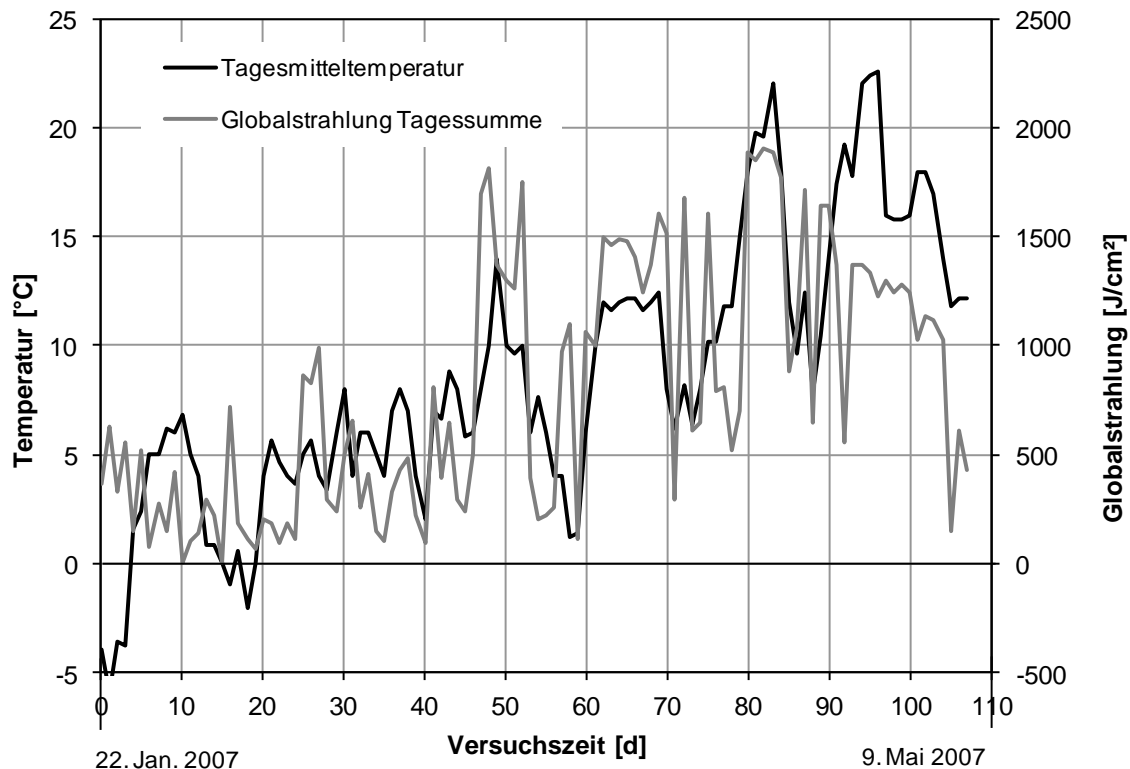


Abbildung 77: Tagesmitteltemperatur und Globalstrahlung während des Untersuchungszeitraums

Aufgrund der Einhausung der solaren Trocknungsversuche und der Überdachung der Trockenbeete wird die im Freien gemessene Globalstrahlung für die Verdunstungsberechnung gleichermaßen um einen materialabhängigen Transmissionskoeffizienten von 0,8 reduziert. Für den Standort Braunschweig werden im Berechnungsmodell nach Turc-Wendling mit einer geodätischen Höhe von 75 m ü NN und einem Küstenfaktor von 1 gerechnet. Für die vollständig eingehausten Versuchsanlagen zur solaren Trocknung ergibt sich nach Turc-Wendling eine geringfügig höhere potentielle Verdunstung als für die Trockenbeete, die auf die etwas höhere Lufterwärmung in den Gewächshäusern zurückzuführen ist.

Für die Versuchsvarianten unter Variation der Schichtdicke im Trockenbeet nähern sich die nach Turc-Wendling berechneten Verdunstungsverluste bis zu

einem Trocknungsergebnis von rund 223 kg TR/m³ nach 34, 58 und 72 Tagen bei 5, 12 und 20 cm Schichtdicke den gemessenen Wasserbilanzdaten an. Darüber hinaus beträgt die tatsächliche Wasserabgabe lediglich ein Drittel (bei 5 cm Schichtdicke) bzw. die Hälfte (bei 20 cm Schichtdicke) der theoretischen Verdunstung (Abbildung 78, links).

Bei der solaren Trocknung ohne Zwangsbelüftung und Umwälzung ist der kritische Punkt, bis zu dem sich eine Berechnung der Verdunstungsverluste nach Turc-Wendling für die Gewächshausatmosphäre mit den Messdaten annähernd deckt, bereits bei geringen Entwässerungsergebnissen von maximal 158 kg TR/m³ (entsprechend 18 Tagen Versuchszeit) erreicht. Gegenüber der theoretisch möglichen Verdunstungshöhe erlangt die aus Wasserbilanzgrößen ermittelte lediglich ein Drittel (Abbildung 78, rechts).

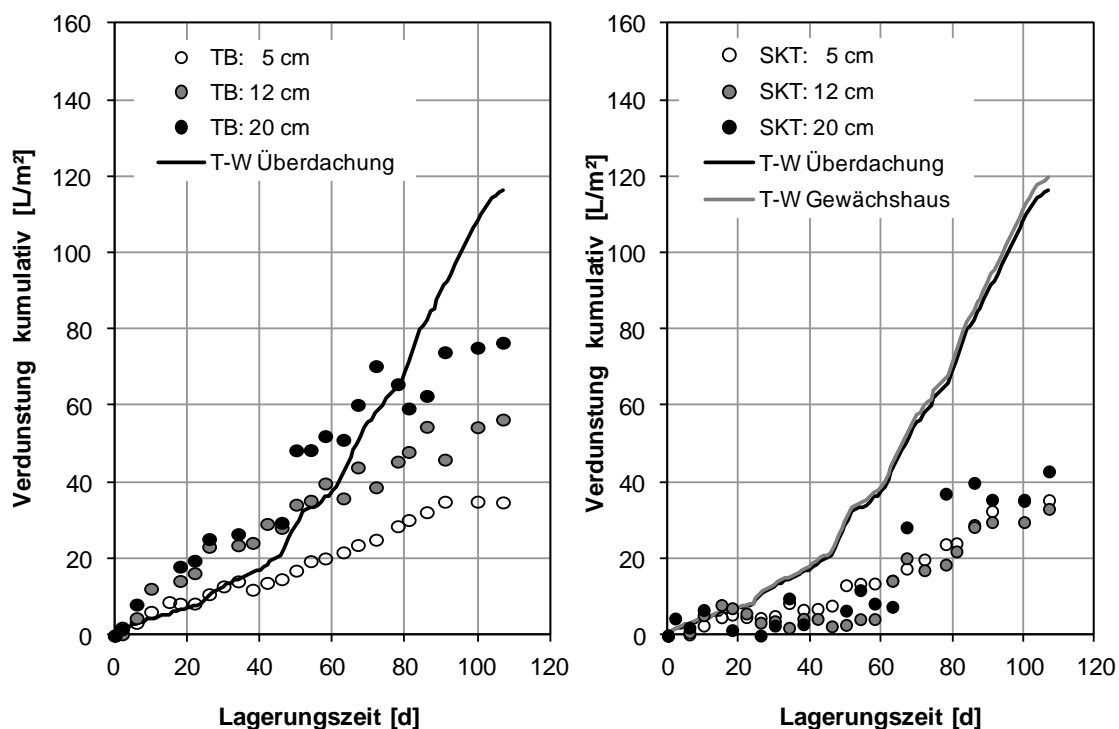


Abbildung 78: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Trockenbeetentwässerung (links) und solaren Trocknung ohne Zwangsbelüftung (rechts) bei verschiedenen Schichtdicken im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten (T-W = Formel nach Turc-Wendling) im überdachten Freigelände und im Gewächshaus

Für die solare Trocknung mit Ventilation hingegen nähert sich die theoretische Verdunstung den Versuchsergebnissen über einen Großteil der Versuchszeit an. Ab einem Feststoffgehalt von ca. 280 kg/m³ nach zweimonatiger Versuchszeit übersteigt die theoretische Verdunstung allerdings deutlich den tatsächli-

chen Wasserverlust (Abbildung 79, links). In den Versuchsvarianten, in denen das Material gewendet wird, wird die verdunstete Wassermenge hingegen nahezu über die gesamte Versuchszeit gut anhand des Turc-Wendling Verfahrens abgebildet (Abbildung 79, rechts). Die Korrelation zwischen berechneter Verdunstung und den Versuchsdaten bei der Trockenbeetvariante liegt bei 92 %, für die solare Trocknung mit und ohne Ventilation bei 95 %.

Die verdunstete Wassermenge bei der Trockenbeetentwässerung des Flüssigschlammes kann ebenfalls näherungsweise über die potentielle Verdunstung nach Turc-Wendling für das Freigelände dargestellt werden (ohne Abbildung). Die Korrelation zwischen Versuchsdaten und berechneter Verdunstung liegt für den Bereich bis zur Volltrocknung nach 30 Tagen bei 76 %.

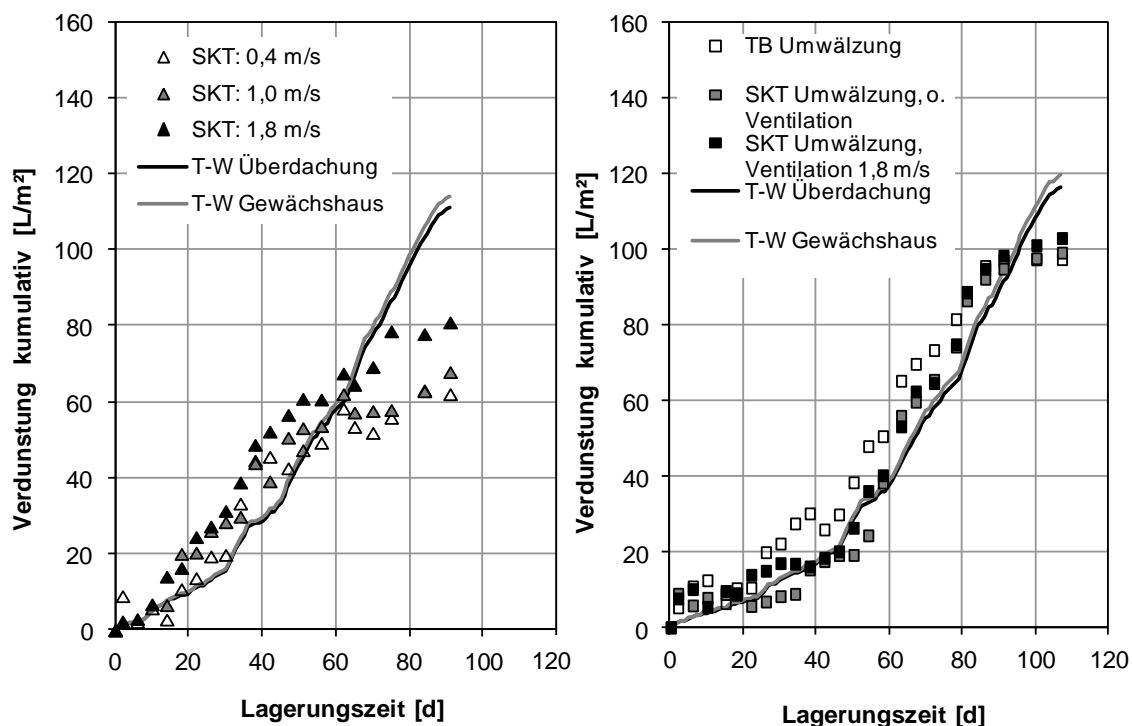


Abbildung 79: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung mit und ohne Zwangsbelüftung bei einheitlich 12 cm Schichtdicke im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten (nach Turc-Wendling) im Freigelände und im Gewächshaus

Insgesamt kann somit der Anteil der Wasserabgabe, der in einem Zeitraum über die Verdunstung den Systemen Solartrockner und Trockenbeet entzogen wird, nach dem empirischen Verfahren von Turc-Wendling am besten für die Verfahrensführung mit Umwälzung abgeschätzt werden. Dies gilt in Näherung auch für die Entwässerung flüssiger Klärschlämme. Damit ist für diese Varian-

ten gleichermaßen eine über die potentielle Verdunstung ableitbare maximale Flächenbeschickung für ein bestimmtes Trocknungsziel ermittelbar. Die notwendigen Beetflächen können dann unter Berücksichtigung von Transmissionsverlusten allein aufgrund von Klimadaten dimensioniert werden. Für die Verfahrensvarianten zur Trocknung eingedickten Klärschlamms ohne Umwälzung hingegen, die allerdings auch in der Großtechnik eher eine untergeordnete Rolle spielt, ist eine auf Klimadaten basierende Auslegung der Anlagen entsprechend der vorliegenden Untersuchungsergebnisse nicht möglich.

Insgesamt lässt sich aus den Untersuchungsergebnissen allerdings ebenfalls ableiten, dass unter den gegebenen Randbedingungen kein positiver Effekt einer Gewächshausatmosphäre auf das Trocknungsergebnis gegenüber der Entwässerung in freistehenden und lediglich vor Niederschlag geschützten Beeten festzustellen ist. Damit bietet die solare Trocknung gegenüber der Trockenbeetentwässerung in den Wintermonaten keinen Vorteil.

7.3.1.5 Belastung des Schlammwassers nach Behandlungsabschluss

In allen Versuchsvarianten zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung fielen Sickerwässer vor allem während der ersten beiden Wochen an, auch wenn geringfügige Wassermengen auch noch über den weiteren Versuchsverlauf bis zu einer Trocknung auf maximal 200 kg TR/m³ erfasst werden konnten. Damit markiert der Feststoffgehalt von 200 kg TR/m³ den kritischen Trocknungsfortschritt, ab dem gravitativ keine Sickerwasserabgabe aus den Beeten mehr möglich ist und eine weitergehende Entwässerung bzw. Trocknung nur durch Verdunstung erfolgen kann.

Die Nährstoffbelastung der Sickerwässer der einzelnen Verfahrensvarianten wurde in Sammelproben ermittelt. Tabelle 44 zeigt die Zusammensetzung der Sickerwässer auf. Aus den Messwerten lassen sich die folgenden generellen Aussagen ableiten:

- Für alle Ansätze der Trockenbeetentwässerung und der solaren Trocknung mit eingedickten Schlämmen ohne Umwälzung sind die Nährstoffkonzentrationen in den Sickerwässern höher als im Schlammwasser des Ausgangsmaterials. Die CSB_f-Gehalte erhöhen sich um bis zu 130 %, ausgehend von einem geringen Anfangsniveau steigen die PO₄-P- Werte um bis zu rund 90 %, die NH₄-N-Konzentrationen verdoppeln bis verfünffachen sich.
- Die Sickerwässer der Versuche zur solaren Trocknung mit und ohne Ventilation sind dabei tendenziell höher belastet als diejenigen aus den Versuchen zur Trockenbeetentwässerung.

- In den Versuchsansätzen zur Entwässerung und Trocknung eingedickter Schlämme mit Umwälzung werden insgesamt die geringsten Nährstoffkonzentrationen gemessen, die sogar unterhalb der Ausgangsbelastung des aerob teilstabilisierten Schlammes liegen.
- Die Nährstoffbelastung des Sickerwassers bei der Trockenbeetentwässerung flüssigen Schlammes ändert sich gegenüber den Konzentrationen im Schlammwasser des Ausgangsmaterials kaum.

Tabelle 44: Belastung des Schlammwassers vor der Trocknung und des Sickerwassers der Verfahrensvarianten zur solaren Trocknung und Trockenbeetentwässerung (Sammelproben über die Versuchszeit)

		Vol. [L]	AFS [mg/L]	CSB _f [mg/L]	NH ₄ -N [mg/L]	PO ₄ -P [mg/L]
t ₀	Aerob teilstab., eingedickt		n.e.	1145	4,3	1,9
t _{1-n}	TB: 5 cm	2,1	560	1822	8,4	1,8
	TB: 12 cm	3,4	359	1645	11,7	2,5
	TB: 20 cm	5,8	460	1903	10,8	2,6
	SKT: 5 cm	2,3	158	2305	12,8	2,4
	SKT: 12 cm	9,0	72	1622	17,2	3,6
	SKT: 20 cm	12,5	133	2612	22,6	3,1
	SKT: 12 cm, 0,4 m/s Vent.	5,4	413	2655	9,2	2,1
	SKT: 12 cm, 1,0 m/s Vent.	2,2	277	2876	18,1	3,4
	SKT: 12 cm, 1,8 m/s Vent.	0,9	378	2424	12,9	2,7
	TB: 12 cm, Umwälzung	1,7	304	812	1,6	0,7
	SKT: 12 cm, Umwälzung	1,4	303	1024	1,0	0,8
	SKT: 12 cm, 1,8 m/s Ventilation, Umwälzung	0,4	287	932	1,1	0,8
t ₀	Aerob teilstab., flüssig		n.e.	632	2,2	1,2
t _{1-n}	TB: 5 cm flüssig	8,66	376	658	2,4	1,1

Es ist vorstellbar, dass in den Ansätzen ohne Materialumwälzung Hydrolyseprozesse für eine Freisetzung eines Teils der in den Zellen gespeicherten Nährstoffe sorgten. In den Versuchsvarianten mit Umwälzung hingegen wurde das Trockengut regelmäßig mit Sauerstoff versorgt, so dass hier ggf. aerobe Abbauprozesse zu einer Reduktion der Nährstoffkonzentrationen geführt haben könnten. Zudem wurde in diesen Versuchsvarianten auch der höchste Abbau-

grad der organischen Substanz als Hinweis auf eine weitergehende Stoffumsetzung ermittelt. Dagegen konnte im Ansatz zur Trockenbeetentwässerung von flüssigem Klärschlamm nur ein sehr geringfügiger Abbau der organischen Fraktion festgestellt werden. Hier wurden außerdem 94 % des insgesamt anfallenden Sickerwassers bereits nach dem sechsten Tag erfasst. Es ist daher anzunehmen, dass bei der schnellen Entwässerung des Flüssigschlammes unter dem Einfluss des winterlichen Klimas keine weitere Stoffumwandlung stattgefunden hat. Die Konzentrationen im Schlammwasser des Ausgangsmaterials und im Sickerwasser sind daher vergleichbar.

7.3.1.6 Behandlungserfolg

In ausgewählten Varianten zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung wurden die Konzentrationen des Indikators E. Coli ermittelt. Dabei ergab sich für die Trockenbeetentwässerung und die solare Trocknung ohne Ventilation und Umwälzung ein geringfügiger Zuwachs der Indikatororganismen. Bei der solaren Trocknung mit Materialumwälzung reduzierten sich hingegen die E. Coli-Konzentrationen um 2,3 bei der Variante ohne Ventilation, um 2,7 log-Einheiten für die Variante mit Ventilation (Abbildung 80).

Eine wesentliche Ursache für diese Beobachtung kann im Zusammenhang mit dem unterschiedlichen Trocknungserfolg der Verfahrensvarianten gesehen werden. Bei der Solartrocknung mit Umwälzung wurden über die Versuchszeit hohe Feststoffgehalte um 900 kg TR/m³ erzielt, während im Trockenbeet lediglich eine Entwässerung auf rund 290 kg TR/m³, bei der solaren Trocknung ohne Umwälzung auf 250 kg TR/m³, zu verzeichnen war.

In der Literatur gilt ein Wassergehalt von weniger als 15 % im Klärschlamm im Allgemeinen als limitierend für das Überleben von Mikroorganismen (Bitton, 2005). Der Anteil nichtgebundenen und damit für die Mikroorganismen verfügbaren Wassers reicht für die Stoffwechselaktivität nicht weiter aus. Brinkmann (2007) nennt für die Lebensfähigkeit von E. Coli im Speziellen einen kritischen Wasseraktivitätswert von 0,935 (entspricht dem Verhältnis von relativer Feuchte über einer Feststoffprobe zur relativen Feuchte über Reinwasser bei gleicher Temperatur), der nach Deng et al. (2011) einem Feststoffgehalt in kommunalen Klärschlämmen von rund 750 kg TR/m³ zuzuordnen ist. Damit waren die Bedingungen im vollgetrockneten Material der vorliegenden Untersuchungen weder für das Überleben noch die Vermehrung der Bakterien förderlich, im Gegensatz zu den schlecht getrockneten Materialien in den Verfahrensvarianten ohne Umwälzung. In letzteren ist sogar zu vermuten, dass neben dem ausreichend hohen Wasserdargebot zudem die steigenden Temperaturen in den Frühjahrsmonaten eine Vermehrung der Mikroorganismen begünstigt haben.

Trotz der nachweislichen Reduktion an Indikatororganismen ist das vollgetrocknete Material aus den Verfahrensvarianten mit Umwälzung aufgrund der gemessenen Restkonzentrationen an E. Coli nicht als desinfiziert und somit nicht als seuchenhygienisch unbedenklich einzustufen.

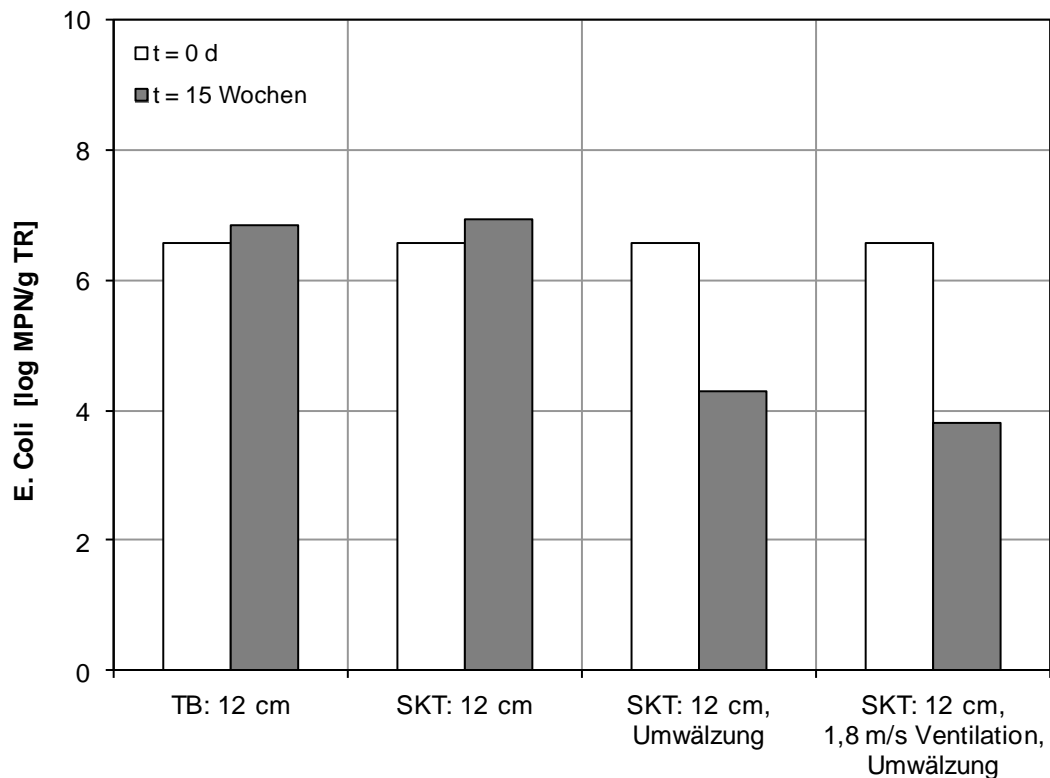


Abbildung 80: Konzentrationen an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Trockengut verschiedener Verfahrensvarianten zur solaren Trocknung und Trockenbeetentwässerung nach 15-wöchiger Behandlungszeit

Die Pflanzenverträglichkeit des entwässerten bzw. getrockneten Klärschlammes wurde für diejenigen Verfahrensvarianten, die auch für die Bestimmung der Konzentration an E. Coli herangezogen wurden, im Kressetest untersucht. Das Material zeigte sowohl bei der Aufgabe von 25 als auch 50 Masse-% Klärschlamm einen deutlichen Frischmassezuwachs gegenüber den Kontrollansätzen, wobei die Prüfsubstrate mit dem geringeren Schlammanteil etwas höhere Erträge lieferten (Abbildung 81). Damit sind die getrockneten Schlämme als phytotoxisch unbedenklich einzustufen und bewirken im Kressetest sogar einen Düngeeffekt mit einer mittleren Ertragssteigerung der Dreifachansätze von bis zu 19 % gegenüber der Vergleichserde.

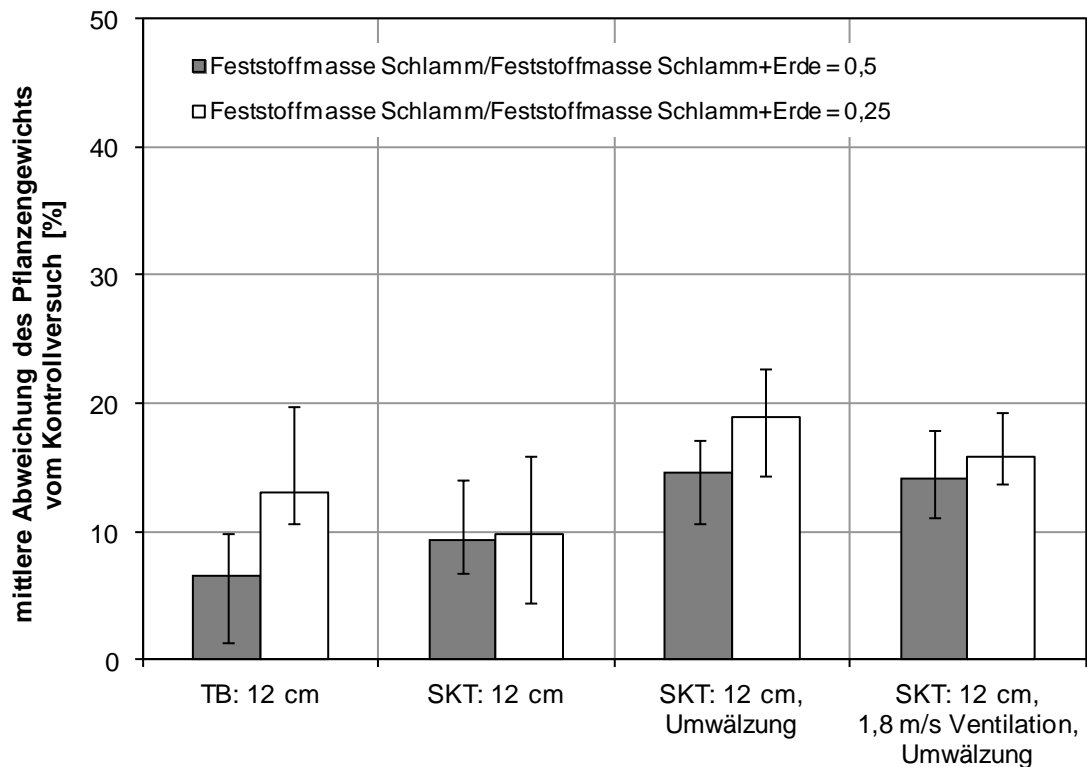


Abbildung 81: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Kompost-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.3.2 Konventionelle Trockenbeetentwässerung und Klärschlammveredung

Die Ergebnisse der vergleichenden Untersuchungen zur Entwässerung flüssiger Schlämme in unbepflanzten und Schilf bepflanzten Trockenbeeten werden für zwei Varianten der Feststoffflächenbelastung aufgezeigt und diskutiert. Die Trockenbeetentwässerung wurde in zwei Ausführungen untersucht, frei stehend und, analog zu den Trocknungsversuchen über die Wintermonate, zusätzlich mit Überdachung. Alle Beete wurde wöchentlich mit flüssigem aerob teilstabilisiertem Klärschlamm über vier Monate während der Vegetationsperiode beschickt. Die Auswertung bezieht sich auf die Entwicklung der Feststoffgehalte in den Beeten für die Verfahrensvarianten, den Zusammenhang zwischen Wasserabgabe und klimatischen Randbedingungen sowie die Beurteilung der Sickerwasserbelastung, des Desinfektionserfolges und der Pflanzenverträglichkeit des Schlammes nach Behandlungsende (vgl. Abbildung 82).

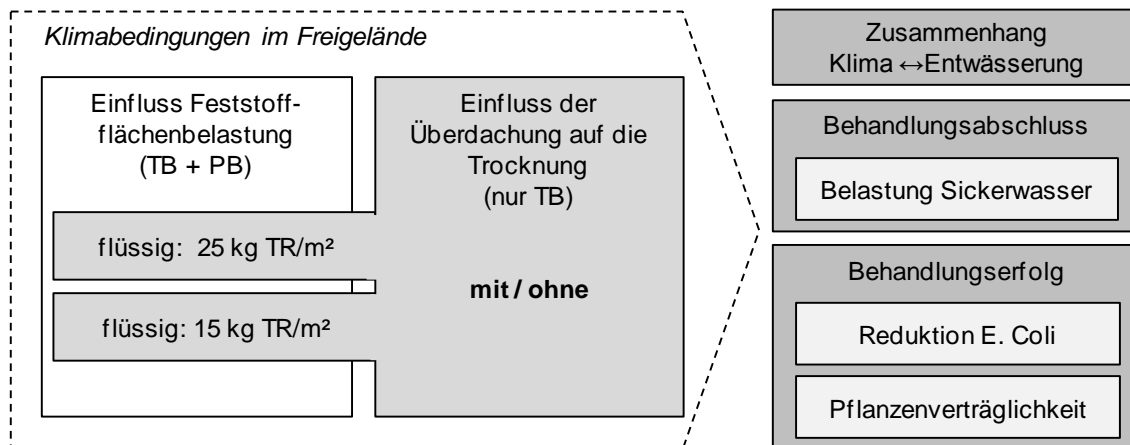


Abbildung 82: Arbeitsprogramm für die Varianten der vergleichenden Untersuchungen zur Entwässerung flüssiger Klärschlämme in Trockenbeeten (TB) und Schilf bepflanzten Beeten (PB) bei regelmäßiger Schlammaufgabe während der Vegetationsperiode

7.3.2.1 Entwicklung der Feststoffgehalte bei unterschiedlichen Feststoff-flächenbelastungen

Über 16 Wochen wurden sowohl die unbepflanzten als auch die bepflanzten Beete mit wöchentlich 12 bzw. 20 L Flüssigschlamm beaufschlagt, so dass über die gesamte Versuchszeit eine Flächenbelastung von 15 bzw. 25 kg TR/m² entsprechend 50 bzw. 80 kg TR/(m²·a) bei ganzjähriger Beschickung, realisiert werden konnte. Bis zum Ende der Versuchszeit entwässerte der flüssige Klärschlamm in den Trockenbeeten im Freigelände auf 176 kg TR/m³ bzw. 102 kg TR/m³, in den überdachten Beeten auf 323 kg TR/m³ bzw. 287 kg TR/m³. In den Schilfbeeten wurde bei 15 kg TR/m² Flächenbelastung ein Feststoffgehalt von 190 kg TR/m³ erreicht, bei 25 kg TR/m² von 154 kg TR/m³ (Abbildung 83). Insgesamt trocknete somit der Schlamm in den vor Regen geschützten Trockenbeeten am stärksten ab. Die Entwässerung in den frei stehenden Trockenbeeten ist hingegen gegenüber den Schilfbeeten schlechter.

Über die Versuchsdauer trat in den ersten Wochen bei den bepflanzten und unbepflanzten Beeten ohne Regenüberdachung ein deutlich höherer Trocknungserfolg trotz wiederholter Beschickung ein. In der zweiten Hälfte der Versuchszeit fielen allerdings z.T. ergiebige Niederschläge, die für eine Reduzierung des Feststoffgehalts in den ungeschützten Versuchsbeeten sorgten. Während der gesamten Versuchsdauer traten in allen Varianten Sickerwässer aus, wobei tendenziell mit höheren Niederschlägen auch höhere Sickerwasservolumina durch Schlamm- und Drainageschicht perkolierten.

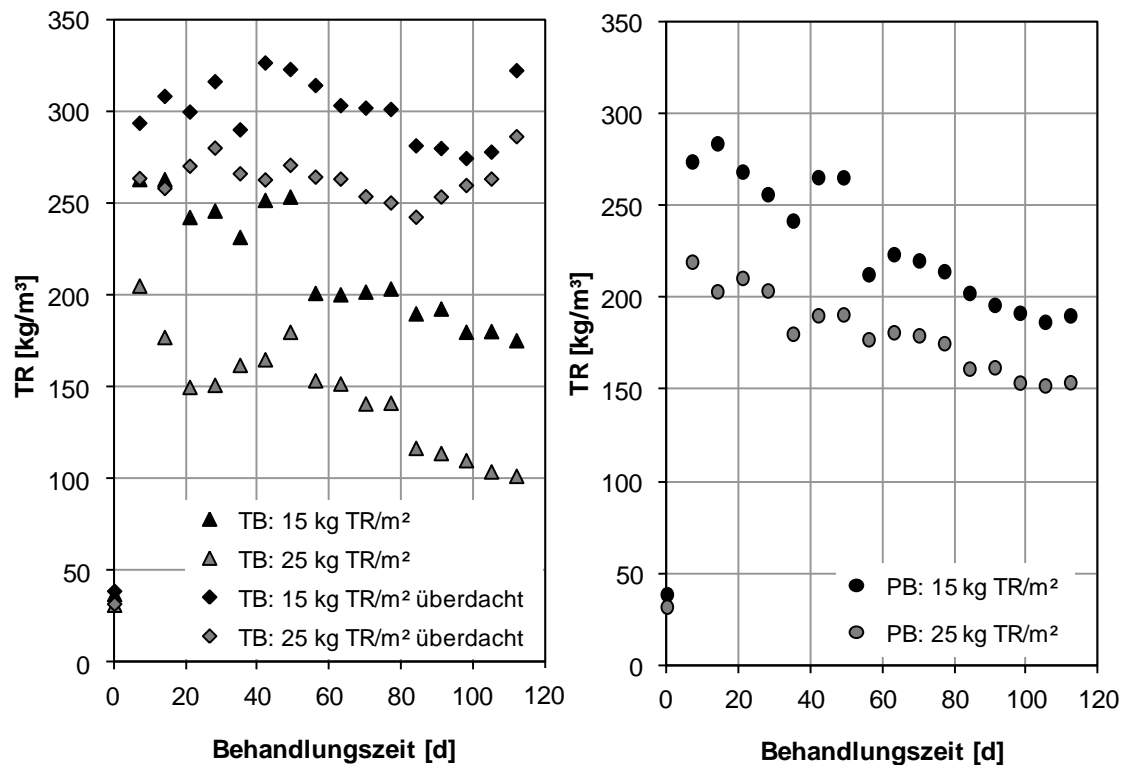


Abbildung 83: Feststoffgehalte in den Trockenbeeten (links) und Schilf bepflanzten Beeten (rechts) ab sechs Stunden nach erster Rohschlammaufgabe (Probenahme im Beet vor wöchentlicher Beschickung mit 12 bzw. 20 L aerob teilstabilisiertem Rohschlamm, $TR_0 = 23,1$ bis $26,2 \text{ kg/m}^3$)

Summiert über die Versuchszeit ergeben sich damit die in Tabelle 45 aufgeführten Wasserzu- und Abflüsse, die Wassergehaltsänderung im akkumulierten Schlamm und der rechnerische Verlust durch Evaporation bzw. Evapotranspiration.

Tabelle 45: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen (vgl. Kapitel 2.2.3.4) für die 16-wöchige Trockenbeetentwässerung und Vererdung

		Trockenbeet				Schilfbeet	
		Im Freigelände		überdacht		Im Freigelände	
B_{TR}	[kg TR/m²]	15	25	15	25	15	25
P	[L/m²]	305	305	-	-	305	305
W_{S,0}	[L/m²]	585	975	585	975	585	975
W_{S,end}	[L/m²]	77	240	34	66	70	154

(Fortsetzung Tabelle 45)

R	[L/m²]	508	783	356	657	379	596
E bzw. E+TP	[L/m²]	305	257	195	252	440	530
W	[L/m²]	890	1280	551	909	890	1280
E/W bzw. (E+TP)/W	[-]	0,34	0,20	0,35	0,28	0,49	0,41

Die zugeführten und im Beet verbliebenen Feststoffe lassen sich für die einzelnen Versuchsansätze mit Genauigkeiten von -3,3 bis +11,8 % bilanzieren, wobei insbesondere eine ungenaue Messung der Schichthöhe in den Becken zu hohen Abweichungen bei der Bestimmung der Schlammvolumina führen kann. Die Bilanz der organischen Feststoffe zeugt von einem geringfügigen Stoffabbau in den überdachten und frei stehenden Trockenbeeten von 4 bis 6 %, in den Schilfbeeten von rund 7 %, ist aber aufgrund der problematischen Bestimmung der Feststoffmasse insgesamt entsprechend mit Unsicherheiten behaftet. Der vielfach für die Vererdung beschriebene Vorteil eines weitergehenden Abbaus des eingebrachten Klärschlammes gegenüber der konventionellen Trockenbeetentwässerung lässt sich somit für die vorliegenden Untersuchungen nicht belegen.

7.3.2.2 Zusammenhang zwischen Trocknungsergebnis und Klima

Auch für die Klärschlammmentwässerung in bepflanzten und unbepflanzten Trockenbeeten lässt sich der aus der Wasserbilanz ermittelte Verdunstungsverlust mit der auf Klimadaten basierenden potentiellen Verdunstung nach Turc-Wendling für den Versuchsstandort vergleichen. Abbildung 84 zeigt die Tagesmitteltemperaturen sowie Tagessummen des Niederschlags und der Globalstrahlung der eigenen Messstation auf. Die Monatsmittel der gemessenen Temperaturen am Versuchsstandort sind mit 16,1 °C nahezu identisch mit dem 30-jährigen Monatsmittel für die Periode 1961 bis 1990 der Klimastation Braunschweig-Völkenrode des Deutschen Wetterdienstes. Die Monate Juli bis September sind im Vergleich mit 15,6, 14,9 und 11,3 °C um 1,5, 2,1 und 2,6 °C kühler als während der Referenzperiode. Gegenüber dem langjährigen Mittel der Niederschlagssummen fällt über den Untersuchungszeitraum insgesamt etwa 20 % mehr Regen, vor allem im Juli und August (DWD, 2007). Damit ist das Klima während der betrachteten Sommermonate insgesamt als feuchter und kühler als während der Referenzperiode zu beschreiben. Die Strahlungswerte

hingegen sind mit in der Literatur angegebenen Größenordnungen vergleichbar (Weischet, 1995).

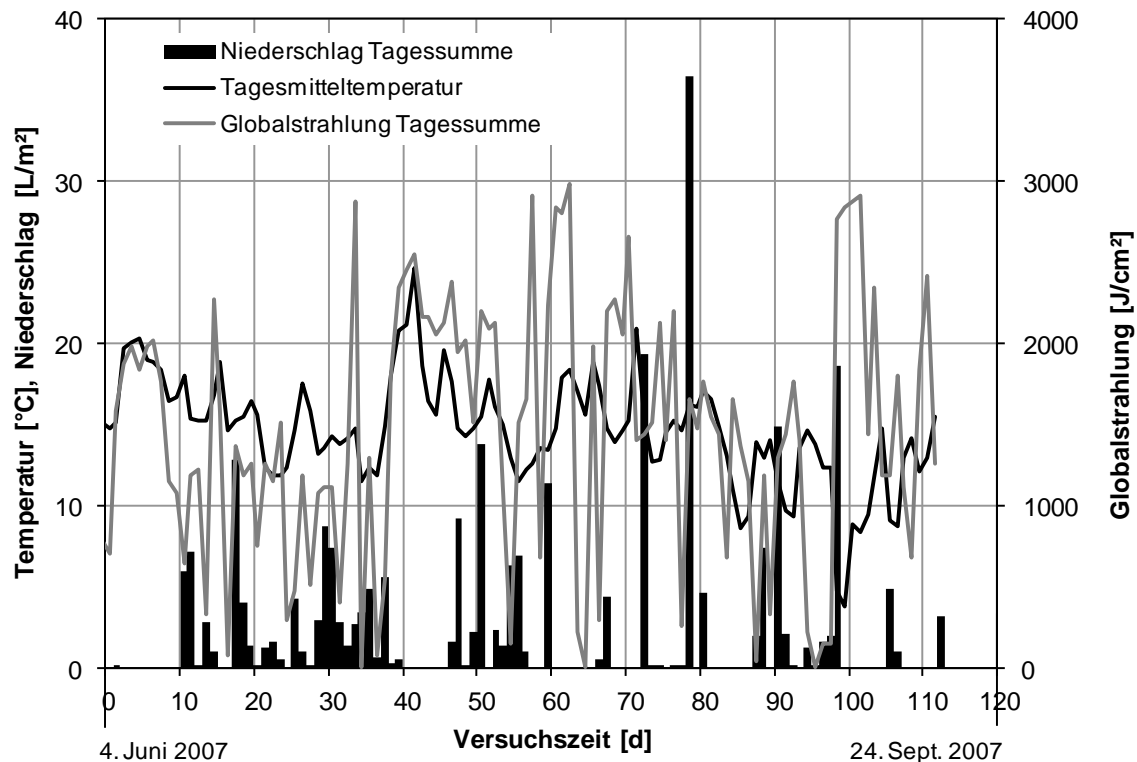


Abbildung 84: Tagesmitteltemperatur, Niederschlag und Globalstrahlung während des Untersuchungszeitraums

Bei der Trockenbeetentwässerung ist der Wasserverlust über die Systemoberfläche allein der Evaporation zuzuordnen, während bei der Schilfbeetentwässerung zusätzlich der Wasserentzug durch die Pflanzen zu berücksichtigen ist. Stellt man die aus den aufgezeigten Klimadaten berechnete potentielle Evaporation nach Turc-Wendling den Verdunstungsverlusten gemäß Wasserbilanz für die überdachten und frei stehenden Trockenbeete gegenüber, so ergibt sich für die frei stehenden Varianten eine Korrelation von 94 % für eine Feststoffflächenbelastung von 15 kg TR/m² und 90 % für eine Belastung von 25 kg TR/m² (Abbildung 85, links). Bei den Versuchsvarianten mit Überdachung wurde ein Transmissionskoeffizient von 0,8 für den Regenschutz bei der Verdunstungsrechnung nach Turc-Wendling berücksichtigt. Im Vergleich zu den Wasserbilanzdaten ergeben sich hierbei Korrelationen von 92 % für eine Feststoffflächenbelastung von 15 kg TR/m² und 86 % für eine Belastung von 25 kg TR/m². (Abbildung 85, rechts).

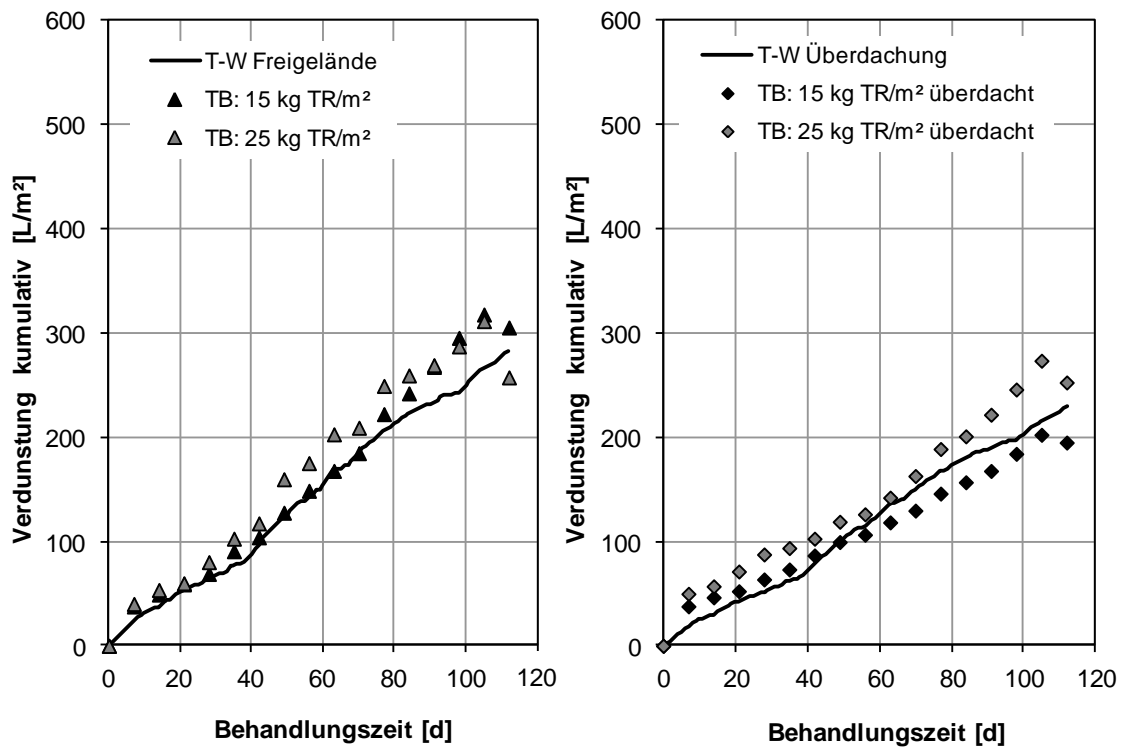


Abbildung 85: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Entwässerung in Trockenbeeten ohne Überdachtung (links) und mit Überdachtung (rechts) bei verschiedenen Feststoffflächenbelastungen im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten (T-W = Formel nach Turc-Wendling)

Mit dem Modell nach Turc-Wendling kann somit das reale Verdunstungs-geschehen für den betrachteten Zeitraum bei semikontinuierlicher Beschickung mit hoher Genauigkeit abgebildet werden, während die reale Verdunstung im Batchansatz über die Wintermonate überschätzt wird (vgl. Abbildung 78, links). Geht man davon aus, dass sich die Verdunstung über die Schlammoberfläche der Schilfbeete ebenfalls gut nach dem Modell approximieren lässt, kann die Differenz zwischen berechneter Evaporation und gesamtem Verdunstungsverlust der Transpiration der Schilfpflanze zugeordnet werden (Abbildung 86). Von der in Tabelle 45 aufgeführten flächenspezifischen Evapotranspiration sind somit 158 L/m² für das Beet mit 15 kg TR/m² Schlammbelastung und 248 L/m² für das Beet mit 25 kg TR/m² Schlammbelastung allein dem Wasserentzug durch die Pflanzen zuzuordnen.

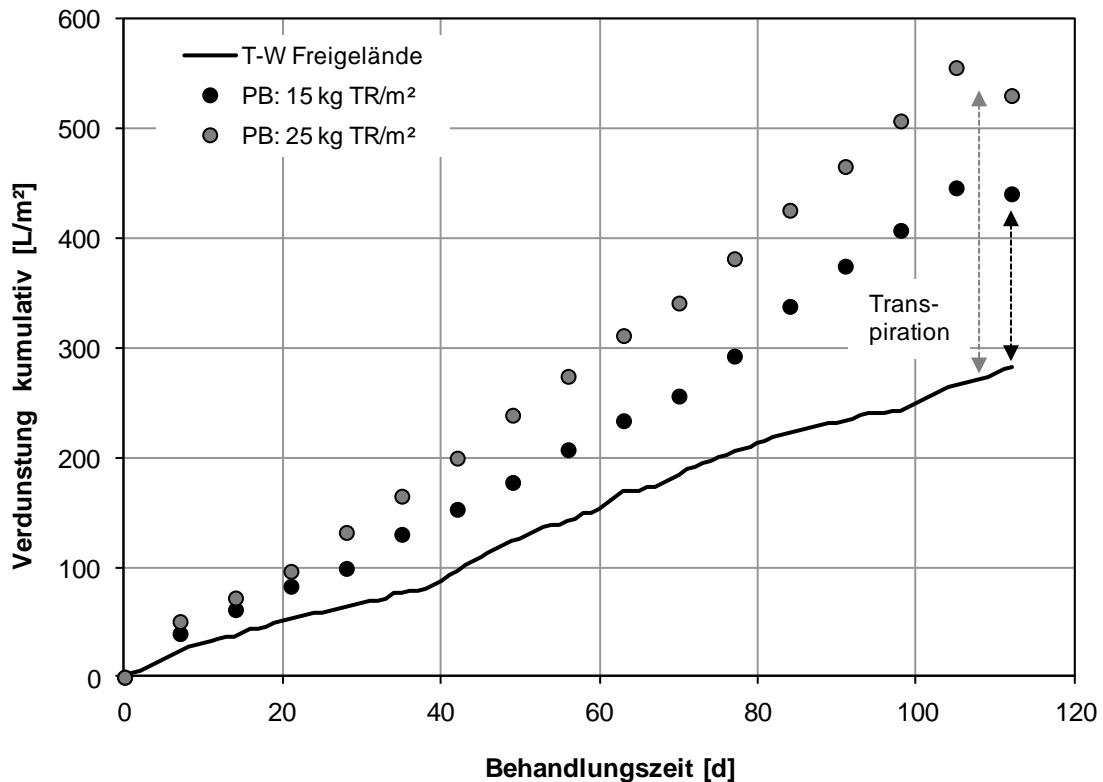


Abbildung 86: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Entwässerung in Schilf bepflanzten Beeten bei verschiedenen Feststoffflächenbelastungen im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten (T-W = Formel nach Turc-Wendling)

Die Wasserbilanz der Versuchsvarianten lässt sich zusammenfassend mit Abbildung 87 darstellen. In den überdachten und frei stehenden Trockenbeeten wird bei beiden Feststoffbelastungen ein jeweils vergleichbar hoher Anteil Wasser über die Drainage aus dem System ausgeführt, während der Verdunstungsverlust im Ansatz mit der jeweils höheren Schlammzufuhr, bei höherem Wasserverbleib im Beet, entsprechend geringer ist. Bei den Pflanzenbeeten nimmt die Verdunstung in Summe aus Evaporation und Transpiration insgesamt einen größeren Anteil an der Gesamtwasserabgabe ein. Sie summiert sich auf 47 % bei einer Feststoffflächenbelastung von 15 kg TR/m² und 40 % bei 25 kg TR/m². Der Wasserentzug durch das Schilf erreicht dabei im Beet mit der geringeren Schlammbelastung rund die Hälfte, im höher belasteten Beet einen nahezu gleich großen Anteil wie die Oberflächenverdunstung.

In keinem der Pflanzenbeete konnten während des Versuchszeitraums Anzeichen von Wasserstress im Pflanzenbestand festgestellt werden. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass auch bei der niedrigeren Schlammbelastung zusammen mit den Niederschlägen genügend Wasser zur Verfügung stand.

Damit scheint die Schilfpflanze bei höherem Wasserdargebot auch mehr Wasser zu verbrauchen als bei geringerer Wasserverfügbarkeit.

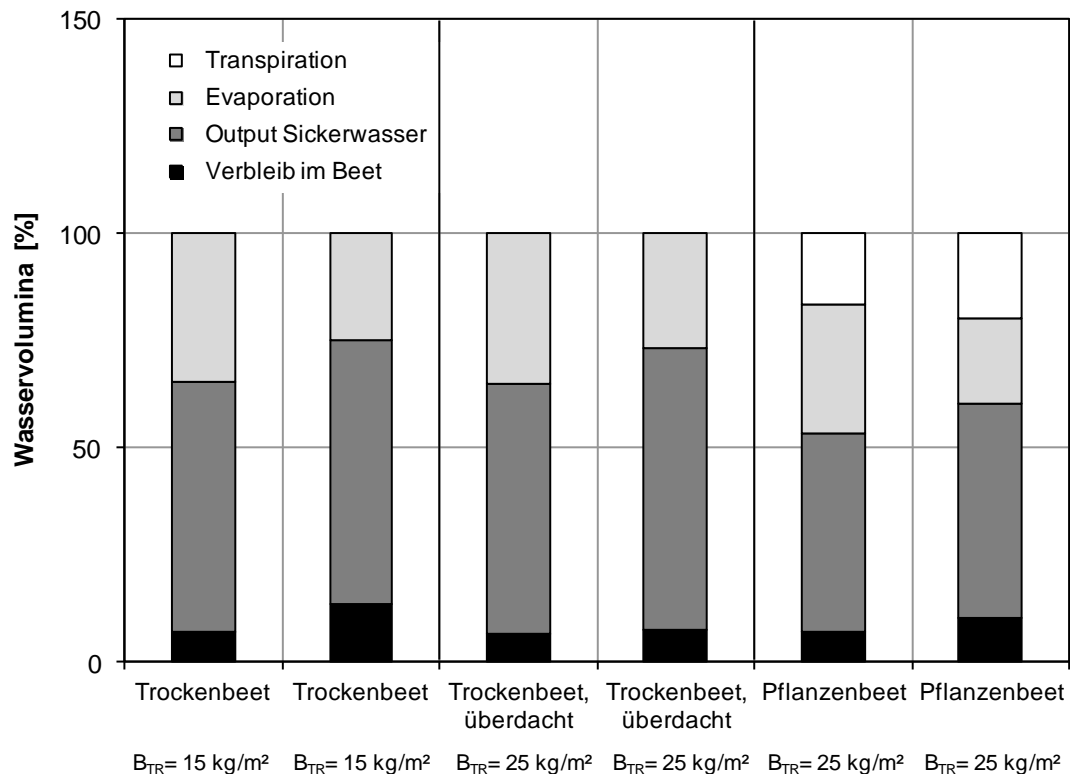


Abbildung 87: Wasserbilanz für die unbepflanzten und Schilf bepflanzten Trockenbeete

7.3.2.3 Belastung des Schlammwassers

Während des Versuchszeitraums wurde kontinuierlich Sickerwasser aus den unbepflanzten und bepflanzten Beeten über die Drainage abgeführt. Dabei fielen die höchsten Sickerwasservolumina direkt zu Beginn und bei den frei stehenden Versuchsvarianten an Tagen mit hohen Niederschlägen an. Die Nährstoffbelastung der Sickerwässer der betrachteten Verfahren wurde in mehreren Sammelproben ermittelt. Tabelle 46 stellt die über das Volumen gewichteten mittleren Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser sowie die mittlere Qualität des Schlammwassers des aerob teilstabilisierten Flüssigschlamm dar. Dabei sind folgende Auffälligkeiten herauszustellen:

- Die Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser aus den frei stehenden Trockenbeeten und den Schilfbeeten sind deutlich geringer als im Schlammwasser des Ausgangsmaterials.

- Die Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser der überdachten Trockenbeete hingegen sind bis zu 30 % höher als im Schlammwasser des aerob teilstabilisierten Rohschlamm.
- Die Nährstoffbelastung der Sickerwässer in den Varianten mit höherer Feststoffbelastung übersteigt diejenige der geringer belasteten Beete.
- Im Sickerwasser der Pflanzenbeete sind ähnliche Konzentrationen an CSB_f vorhanden wie in den frei stehenden Trockenbeeten. Die Konzentrationen an Ammoniumstickstoff und Phosphatphosphor sind hingegen nur halb so groß.

Tabelle 46: Belastung des Schlammwassers vor der natürlichen Entwässerung (Mittelwert für alle Beschickungen) und des Sickerwassers (gewichtetes Mittel aus Sammelproben über die Versuchszeit)

		Vol. [L]	AFS [mg/L]	CSB_f [mg/L]	NH_4-N [mg/L]	PO_4-P [mg/L]
t_{0-n}	Aerob teilstab., flüssig		n.e.	815	4,1	3,8
t_{1-n}	TB: 15 kg TR/m ²	163	328	412	2,0	1,6
	TB: 25 kg TR/m ²	251	305	456	2,4	2,1
	TB: 15 kg TR/m ² , überdacht	114	339	922	4,6	4,2
	TB: 25 kg TR/m ² , überdacht	210	347	1050	5,3	5,1
	PB: 15 kg TR/m ²	121	344	307	0,6	0,7
	PB: 25 kg TR/m ²	191	311	469	0,8	1,0

Die geringeren Nährstoffkonzentrationen in den Sickerwässern der frei stehenden unbepflanzten Trockenbeete und der Schilfbeete sind z.T. auf den Einfluss des Regenwassers, das durch die Schlamm- und Drainageschicht perkolierte und damit die Schlammwässer verdünnte, zurückzuführen. Insgesamt machten die Niederschläge 26 % des Wasserinputs bei den Versuchsvarianten mit einer Feststoffflächenbelastung von 15 kg TR/m² und 18 % für eine Feststoffflächenbelastung von 25 kg TR/m² aus. Auch wenn diese Wasseranteile die Zusammensetzung der Sickerwässer beeinflussen, ist dennoch eine deutliche Reduktion der Nährstoffbelastung festzustellen, die nicht nur dem Verdünnungseffekt zuzuordnen ist. Somit muss in den Beeten im Freigelände eine weitergehende Umsetzung von Nährstoffen stattgefunden haben. Besonders unter dem Einfluss des Sauerstofftransports über die Schilfhalme in die Schlamm- und Drai-

nageschicht der Schilfbeete sind aerobe Stoffumsetzungsprozesse vorstellbar, die u.a. für eine verstärkte Oxidation des Ammoniumstickstoffs verantwortlich sein können. In den Sickerwässern aus den überdachten Trockenbeeten hingegen wurde, wie auch in den in Kapitel 7.3.1 dargelegten Untersuchungsergebnissen zur vergleichenden Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung, eine Erhöhung der Konzentrationen gelöster Nährstoffe gegenüber dem Ausgangsmaterial gemessen.

7.3.2.4 Behandlungserfolg

Die Konzentration des Indikatororganismus *E. Coli* im Ausgangsmaterial sank über den Versuchszeitraum im akkumulierten Schlamm sowohl in den unbepflanzten als auch in den Schilf bepflanzten frei stehenden Trockenbeeten. Bei geringer Feststoffflächenbelastung verringerte sich die Anzahl Colibakterien im Trockenbeet um 0,9 log-Einheiten, im Pflanzenbeet um 1,3 log-Einheiten. Bei höherer Schlammaufgabe reduzierte sich die Anzahl *E. Coli* lediglich um 0,3 bis 0,4 log-Einheiten in den jeweiligen Verfahrensvarianten. Bei den beiden überdachten Trockenbeeten hingegen erhöhten sich die Konzentrationen des Indikatororganismus im akkumulierten Klärschlamm um jeweils 0,5 log-Einheiten (Abbildung 88).

Trotz geringer Entwässerungserfolge auf Feststoffgehalte von maximal 190 kg TR/m³ in den frei stehenden Versuchsvarianten und damit guten Bedingungen für mikrobielles Wachstum, ist somit gegenüber der Entwässerung im überdachten Trockenbeet eine deutliche Keimreduktion nachweisbar. Es ist vorstellbar, dass über die Sommermonate der in der Literatur vor allem für die Abwasserbehandlung in Teichen (Davies-Colley, 2005; Fuhrmann und Rudolph, 2007) und die Schlamm Lagerung in Lagunen (Reimers et al., 1990; Tchobanoglous et al., 2003) beschriebene Effekt der natürlichen UV-Desinfektion eine Keimreduktion bewirkte. Dieser ist in den Beeten mit geringerer Schlammaufgabe und damit auch entsprechend geringerer Schichtmächtigkeit höher, erreicht aber nicht die für die natürliche Schlammdeinfizierung in der Literatur erwähnte Größenordnung von bis zu vier log-Einheiten in gemäßigten Klimaten (Reimers et al., 1990).

Bei den beiden überdachten Trockenbeeten hingegen vermehren sich die Colibakterien über die Versuchszeit. Der Regenschutz aus Polycarbonat-Doppelstegplatten ist nach Herstellerangaben nahezu UV-undurchlässig, so dass der Desinfektionseffekt durch UV-Strahlung auf das Trockengut minimal ist. Diese Beobachtung wurde auch für die Untersuchungen zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung in den Wintermonaten gemacht (vgl. Kapitel 7.3.1). Die Zunahme an *E. Coli* ist dabei während der Trocknungsversuche

über die Sommermonate im Vergleich geringfügig höher als während der kalten Jahreszeit. Offenbar begünstigen höhere Umgebungstemperaturen die Vermehrung der Colibakterien in eingehausten bzw. überdachten Lagerungsplätzen.

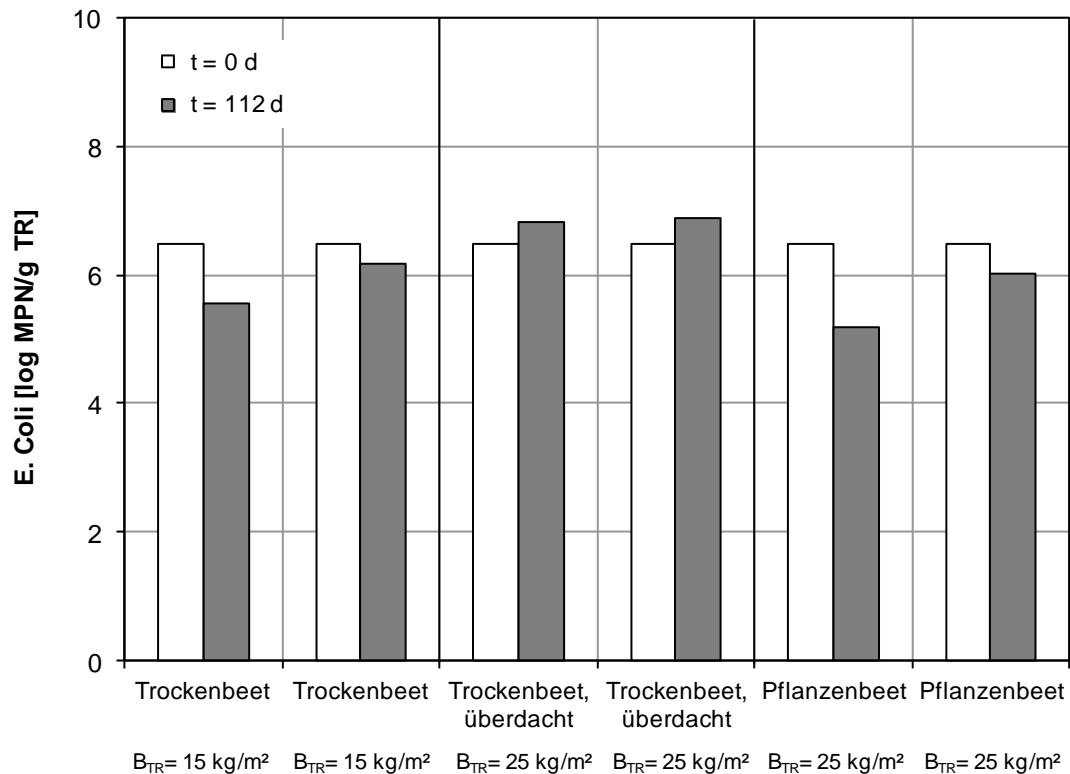


Abbildung 88: Konzentrationen an E. Coli im Ausgangsmaterial (Mischprobe über alle Beschickungen) und im entwässerten Schlamm in den Trocken- und Pflanzenbeeten nach 16-wöchiger Behandlungszeit

Im Kresstest der entwässerten Klärschlämme zeigte sich für alle Ansätze eine Steigerung des Frischmasseertrages gegenüber den Kontrollansätzen. Das Material aus den Pflanzenbeeten bewirkte dabei mit bis zu 17 % den höchsten Düngeeffekt (Abbildung 89). Die entwässerten Schlämme sind somit, obwohl das Ausgangsmaterial lediglich teilstabilisiert war und ein weiterer Abbau der organischen Substanz im Beet nicht sicher nachgewiesen werden kann, als phytotoxisch unbedenklich einzustufen. Das Ausmaß der Ertragssteigerung ist mit den Ergebnissen des Pflanzenverträglichkeitstests für die entwässerten Schlämme der Untersuchungen zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung (vgl. Kapitel 7.3.1) vergleichbar.

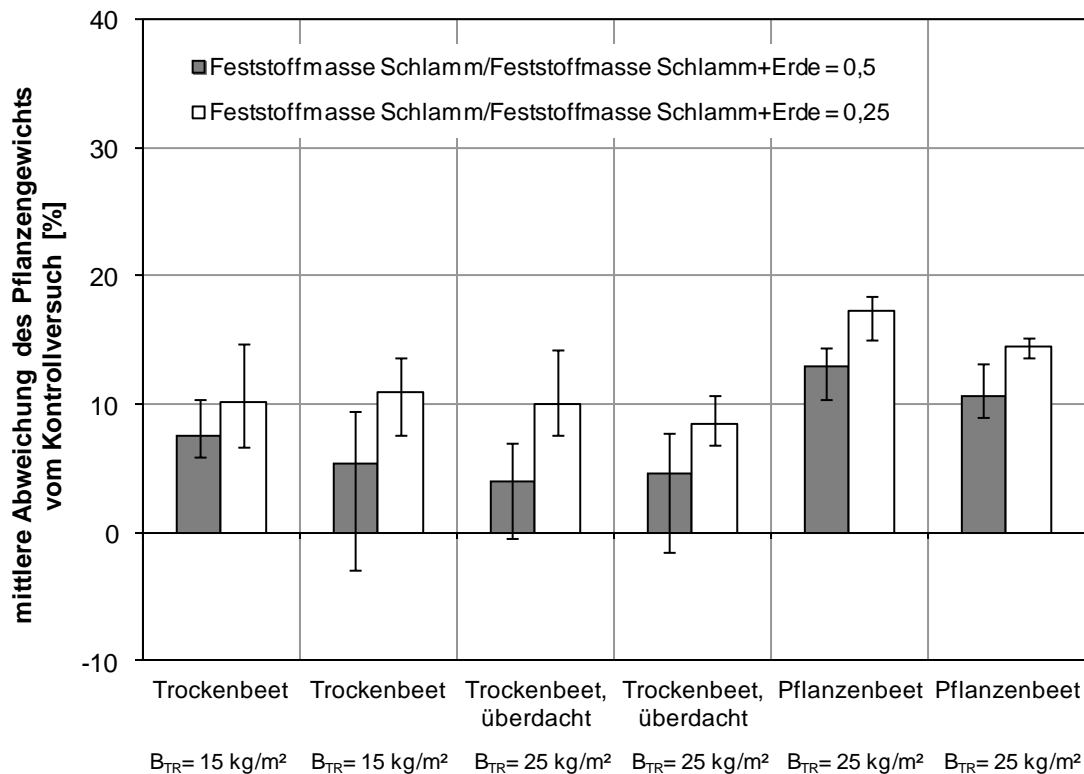


Abbildung 89: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Kompost-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen

7.3.2.5 Zusammenfassung der Versuchsergebnisse zum Einfluss der Umgebungsbedingungen auf Verfahren zur natürlichen Entwässerung und Trocknung

Natürliche Verfahren zur Entwässerung und Trocknung zielen nicht auf die Mineralisation von Klärschlämmen ab, sondern dienen primär der Erhöhung des Feststoffgehaltes. Maßgebliche Einflussfaktoren sind dabei das Klima, das die Verdunstung über die Schlammoberfläche steuert, sowie die Verfahrensführung.

Die Schichtdicke bestimmt bei der Entwässerung eingedickter aerob teilstabiler Klärschlämme im Trockenbeet und bei der solaren Trocknung im Batchbetrieb den Endfeststoffgehalt dahingehend, dass bei winterlichen Klimabedingungen eine Volltrocknung nur bei geringer Schichtmächtigkeit in beiden Verfahrensvarianten erreicht werden kann. Eine zusätzliche Ventilation der Gewächshäuser zur solaren Trocknung kann das Entwässerungsergebnis deutlich erhöhen. So ist bei einer Ventilationsstärke von 1,8 m/s ein doppelt so hoher Feststoffgehalt von bis zu 400 kg TR/m³ im Trockengut zu erreichen wie ohne Zwangsbelüftung. Eine Volltrocknung ist auch bei höheren Schichtdicken nur durch Umwälzung des Materials erreichbar.

Die Wasserabgabe bei der natürlichen Entwässerung und Trocknung eingedickter Schlämme wird bis zu einem Feststoffgehalt von ca. 200 kg TR/m³ überwiegend durch Sickerwasserabfluss dominiert. Erst bei höheren Feststoffgehalten, bei denen kein gravitativer Wasserentzug mehr möglich ist, bestimmt die Verdunstung die Trocknung. Diese lässt sich für die Verfahrensvarianten, bei denen sich durch Umwälzung die abzutrocknende Oberfläche ständig erneuert, mit hoher Korrelation mit dem empirischen Verdunstungsmodell nach Turc-Wendling berechnen.

Bei der diskontinuierlichen Behandlung flüssiger Schlämme in unbepflanzten und bepflanzten Trockenbeeten ohne Regenschutzvorrichtung wird das Entwässerungsergebnis durch den Eintrag von Niederschlägen maßgeblich beeinflusst. Unter Einfluss des Wasserverbrauchs durch die Schilfpflanze wird dem Klärschlamm im Schilfbeet mehr Wasser entzogen als in der unbepflanzten Parallele. Unabhängig von der Feststoffflächenbelastung gelingt eine gute Annäherung der Wasserverdunstung der unbepflanzten Varianten über die empirische Verdunstungsformel nach Turc-Wendling, die dazu Anlass gibt, den über die klimatische Wasserverdunstung hinausgehenden Wasserentzug über die Oberfläche der Transpiration der Schilfpflanze zuzuschreiben. Diese kann in Abhängigkeit der Schlammbeschickung einen halb bis ebenso hohen Wasserverlust wie die reine Gebietsverdunstung herbeiführen. Die Schilfpflanze kann dabei offenbar ihren Wasserbedarf dem Wasserdargebot anpassen.

Sowohl bei der Behandlung eingedickter als auch flüssiger Schlämme in den verschiedenen Verfahrensvarianten werden geringfügige Mengen organischer Substanz umgesetzt, die wahrscheinlich auf den Einfluss aerober Abbauprozesse zurückzuführen sind. Ein positiver Effekt der Schilfbepflanzung auf die Mineralisation ist jedoch nicht eindeutig belegbar. Die sehr ähnlichen Umsetzungsraten der organischen Substanz bei den Versuchen in den Winter- und Sommermonaten lassen nicht auf einen begünstigenden Effekt der Umgebungsbedingungen schließen.

Sickerwasseranfall und -qualität der Verfahrensvarianten werden in den nicht vor Regen geschützten Varianten deutlich von Niederschlägen beeinflusst. So fallen im Vergleich zu überdachten Verfahrensvarianten mehr und auch geringer konzentrierte Sickerwässer an. Eine Umwälzung des Materials im Solar-trockner und der Sauerstoffeintrag in die Schlamm- und Drainageschicht durch das Schilf bewirken vermutlich aerobe Stoffumsetzungsprozesse, die als Ursache für eine geringere Nährstoffbelastung der Sickerwässer gegenüber den anderen Verfahrensvarianten gesehen werden kann.

Bei frei stehenden Verfahren zur Trockenbeetentwässerung und Behandlung in Schilfbeeten findet eine Reduktion des Fäkalindikators E.Coli in Abhängigkeit der Feststoffflächenbeschickung von bis zu 1,3 log-Einheiten statt, die vermutlich auf die desinfizierende Wirkung von UV-Strahlung zurückzuführen ist. Für überdachte und eingehauste, und somit von der UV-Strahlung abgeschirmte Verfahrensvarianten, lässt sich keine Desinfektion nachweisen. Hier kann sich die Bakterienkonzentration sogar erhöhen, wobei warme und feuchte Umgebungsbedingungen die Vermehrung begünstigen. Eine Ausnahme bilden Varianten, in denen durch Umwälzung und ggf. Ventilation die Wasserverdunstung beschleunigt wird. Hier werden nach kurzer Behandlungszeit hohe Feststoffgehalte nahe der Volltrocknung erzielt und Reduktionen an E. Coli von bis zu 2,7 log-Einheiten auch im Winter erreicht.

Alle natürlich entwässerten bzw. getrockneten Schlämme sind pflanzenverträglich und phytotoxisch unbedenklich. Es wird ein unter den Verfahrensvarianten vergleichbarer Düngeeffekt von bis zu 19 % Ertragssteigerung im Kresstest ermittelt. Dabei sind keine Unterschiede im Zusammenhang mit den Umgebungsbedingungen ableitbar.

8 Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb sowie Verfahrensbewertung für variierende Umgebungsbedingungen

Ausgehend von den Ergebnissen zum Stoffumsatz werden im Folgenden grundlegende Empfehlungen zur Dimensionierung und zur Verfahrensführung der einzelnen Behandlungstechnologien abgeleitet. Im Anschluss erfolgt eine vergleichende qualitative Bewertung verfahrensspezifischer Merkmale.

8.1 Empfehlungen zur biologischen Klärschlammstabilisierung

8.1.1 Maßgebliche Rohschlammmenge

Sind Betriebsdaten zur Rohschlammproduktion einer Kläranlage über längere Zeiträume, die sowohl witterungs- und saisonal-, als auch betriebsspezifische Schwankungen umfassen, verfügbar, so ist die Auslegung der Schlammbehandlung nach gleitenden Mittelwerten des Rohschlammanfalls zu empfehlen. Das gleitende Mittel der Betriebsdaten sollte sich dabei an den für die Vollstabilisierung notwendigen Zeitraum orientieren. Bei einer Faulzeit von 21 Tagen ergibt sich somit beispielsweise die Bemessungsrohschlammmenge aus den gleitenden Mittelwerten über drei Wochen. In der Praxis werden insbesondere bei kleinen und mittelgroßen Anlagen Überschreitungshäufigkeiten der Bemessungsrohschlammmenge von $\leq 15\%$ angesetzt (Dichtl et al, 2005), damit eine Vollstabilisation sicher gestellt werden kann. Bei größeren Anlagen mit geringerer Schwankungsbreite der Schlammproduktion oder aber anderen Entsorgungswegen für die Schlämme, die eine Vollstabilisation nicht zwingend erforderlich machen, können auch geringere Sicherheiten angesetzt werden. Stehen Betriebsdaten zur Ermittlung der maßgeblichen Rohschlammmenge nicht zur Verfügung, so können entsprechend der Ausführungen in Kapitel 5 Orientierungswerte für den einwohnerspezifischen Primär- und Überschussschlammanfall angesetzt werden. Zu berücksichtigen ist, dass sich die in Tabelle 21 aufgeführten spezifischen Überschussschlammmengen auf das Reinigungsziel Kohlenstoffelimination und Nitrifikation beziehen. Zudem müssen ggf. fallspezifische Schmutzfrachten und Sicherheitsfaktoren zu Grunde gelegt werden.

8.1.2 Getrennt aerobe Schlammstabilisierung

Die getrennt aerobe Stabilisierung ist prinzipiell in kalten und warmen Klimaten unter Umgebungsbedingungen möglich. Die mikrobielle Aktivität und damit auch der Abbau der organischen Schlamminhaltsstoffe werden allerdings vom vorherrschenden Temperaturniveau beeinflusst. In den im Rahmen der vorlie-

genden Arbeit durchgeführten Untersuchungen wurde eine Steigerung der Reaktionskonstanten für die Umsetzung der organischen Substanz und der durch den Summenparameter CSB erfassten Kohlenstoffverbindungen um 4 bzw. 3 % pro 1 °C Temperaturerhöhung ermittelt. Abbildung 90 zeigt die prinzipielle Abhängigkeit der erforderlichen Behandlungsdauer von der Temperatur bis zur Vollstabilisierung nach Literatur- (vgl. Bauerfeld et al., 2009) und eigenen Versuchsergebnissen auf Basis des Restgaskriteriums (vgl. Kapitel 7.1.2.2). Aus der Darstellung ist ersichtlich, dass die anzusetzenden Behandlungszeiten um den Faktor 1,5 bis 2 schwanken können. Diese Unterschiede bei der Angabe der notwendigen Behandlungszeiten sind auf Variationen bei der Rohschlammqualität aber auch auf die jeweils verschiedenartigen Kriterien zur Definition des Behandlungsendpunktes zurückzuführen.

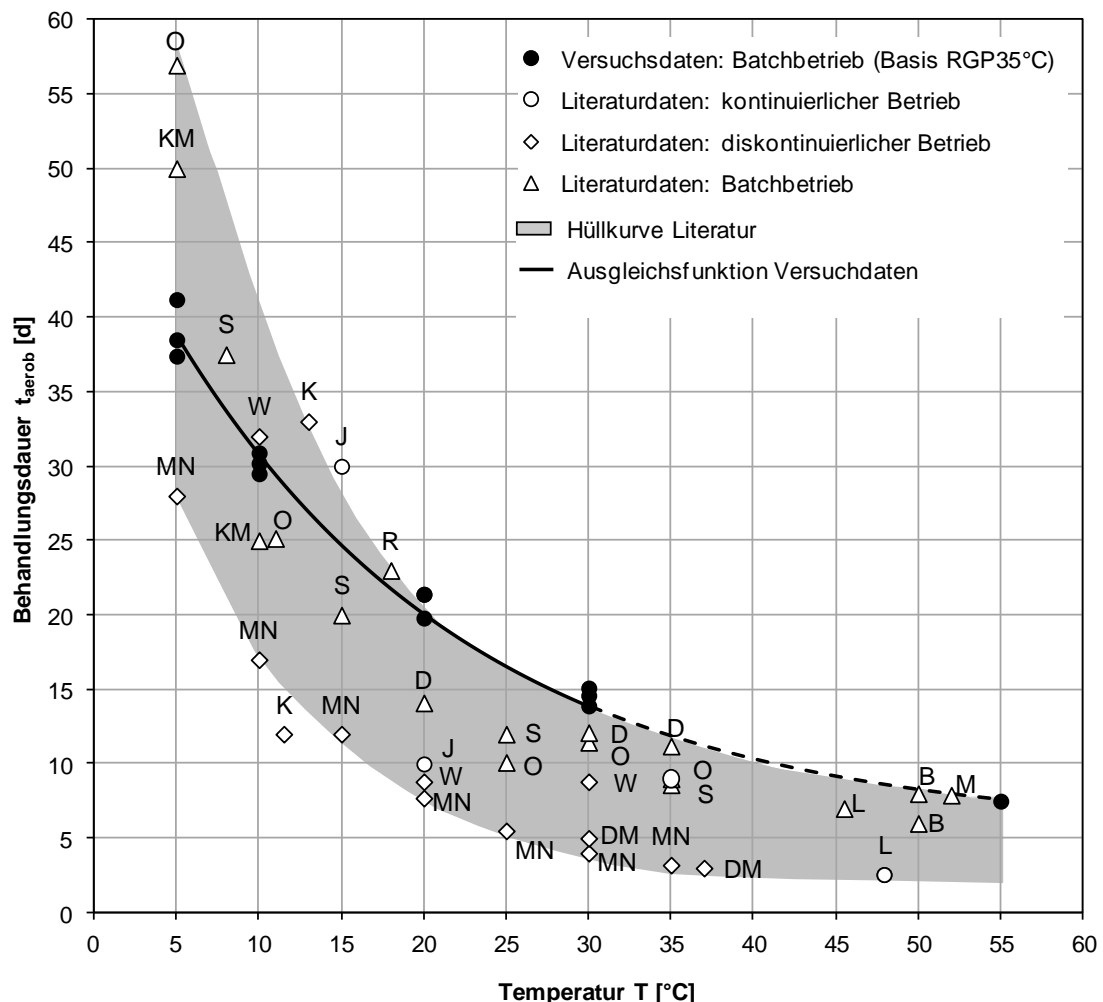


Abbildung 90: Abhängigkeit der Dauer der getrennt aeroben Stabilisierung von der Behandlungstemperatur nach Literatur- und Versuchsdaten
(B=Breitenbücher, 1983; D=Daenecke, 2010; DM=Demharter, 1987; J=Jaworski et al., 1961; K=Kempa, 1969; KM=Koers u. Mavinic, 1977; L=Loll, 1974; M=Morgan, 1994; MN=Müller-Neuhaus, 1971; O=Orth, 2009; R=Rüffer, 1966; S=Soliman, 2004; W=Weisbrodt, 1974)

Durch Approximation an die eigenen Versuchsergebnisse lässt sich die Behandlungszeit t_{aerob} für die von der aeroben Abwasserreinigung getrennte Schlammstabilisierung in Abhängigkeit von der Temperatur T [°C] wie folgt angeben:

$$t_{\text{aerob}}(T) = 43,9 \cdot e^{-0,055 \cdot T} + 5,43 \quad [\text{d}]$$

Das notwendige Beckenvolumen V_{aerob} für die getrennte Stabilisierung errechnet sich durch Multiplikation der maßgeblichen Rohschlammmenge Q_{RS} [m³/d] mit der Behandlungsdauer t_{aerob} .

$$V_{\text{aerob}} = Q_{\text{RS}} \cdot t_{\text{aerob}} \quad [\text{m}^3]$$

Aus den Untersuchungsergebnissen (eigene Versuche und Literatur) lassen sich folgende Hinweise zur Verfahrensführung ableiten, die für eine optimale Betriebsweise der getrennt aeroben Schlammstabilisierung zu empfehlen sind:

- Bei fehlender Wärmeisolierung stellt sich auch unter mesophilen Umgebungstemperaturen bis 35 °C keine messbare Selbsterwärmung bei den in den eigenen Versuchen verwendeten Feststoffkonzentrationen von 22,7 bis 29,5 kg TR/m³ durch exotherme Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen ein. Eine Eindickung auf Feststoffgehalte von etwa 40 kg TR/m³ und eine entsprechende Wärmeisolierung der Reaktoren ermöglicht hingegen selbstgängig Reaktionstemperaturen im thermophilen Bereich > 45 °C ohne Fremdenergieeinsatz (Ludovice, 2007). In der Großtechnik ist zudem bei reduzierten Abstrahlungsverlusten auch mit einem zusätzlichen messbaren Wärmeintrag durch Kompression der Luft zu rechnen. Die Steigerung der Stoffwechselraten bei erhöhten Temperaturen bedingt dann eine deutliche Reduzierung der Behandlungsdauer.
- Für einen optimalen Luftaustausch und eine ausreichende Umwälzung sollten die Feststoffgehalte nach Angaben von Ludovice (2007) bei der Stabilisierung unter Umgebungstemperaturen nicht über 40 kg TR/m³ gesteigert werden. Für die aerob thermophile Stabilisierung empfiehlt das ATV-DVWK-M 368 (2003) hingegen Feststoffkonzentrationen von 50 bis 70 kg TR/m³ um eine ausreichende Eigenerwärmung zu ermöglichen. Dabei müssen u.U. zusätzliche Mischeinrichtungen vorgesehen werden.
- Für die Belüftung sind grobblasige Druckbelüftungssysteme empfehlenswert (ATV-DVWK-M 368, 2003). Der maximale spezifische Sauerstoffbedarf beträgt nach vorliegenden Untersuchungsergebnissen 0,04

bis 0,10 kg O₂/(kg oTR₀·d), entsprechend einem spezifischen Luftbedarf von 0,6 bis 1,9 m³ Luft/(kg oTR₀·d) bei einem Ausnutzungskoeffizienten des Luftsauerstoffs von 0,2.

- Zur weitestgehenden Reduktion pathogener Mikroorganismen ist eine diskontinuierliche Betriebsweise der kontinuierlichen vorzuziehen. Die Reduktionsraten pathogener Mikroorganismen werden allerdings im Allgemeinen als eher niedrig bewertet. Tchobanoglous et al. (2003) und Bitton (2005) geben für die aerobe Stabilisierung Reduktionen des Fäkalindikators E. Coli um 1 bis 2 log-Einheiten an. Die eigenen Versuche bestätigen diese Aussage und lieferten sowohl bei psychro- als auch bei mesophilen Temperaturen Reduktionen um bis zu 1,4 log-Einheiten. Lediglich unter thermophilen Bedingungen konnte die Reduktion auf 3 log-Einheiten gesteigert werden.
- Für die Prozesskontrolle eignen sich die Parameter Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffgehalt im Reaktor. Letzterer sollte für eine ausreichende Sauerstoffversorgung etwa 2 mg/L betragen. Die Beurteilung der Vollstabilisierung des aerob behandelten Schlammes sollte anhand des Restgaspotentials erfolgen.

8.1.3 Anaerobe Schlammstabilisierung

Der mikrobielle Abbau unter anaeroben Bedingungen ist ebenso wie im aeroben Milieu wesentlich von der Temperatur beeinflusst. Abbildung 91 stellt den prinzipiellen Zusammenhang zwischen Klärschlammtemperatur und Behandlungsdauer aus Literaturergebnissen dar (Bauerfeld et al., 2009), wobei sich die anzusetzende Behandlungszeit auch hier nach dem Stabilisierungsziel und der Rohschlammqualität richtet. Die Faulzeit, die sich aus den eigenen Untersuchungen ergab, orientiert sich dabei an das Einhalten des Restgaskriteriums.

Grundsätzlich erfolgt ein anaerober Abbau organischer Schlamminhaltsstoffe auch unter psychrophilen Temperaturbedingungen, jedoch können die Stabilisierungsziele gemäß Kapitel 6.1 nur bei Faultemperaturen über 25 °C erreicht werden. Für den Gesamtumsatz der organischen Feststoffe sowie für den CSB ergibt sich nach eigenen Untersuchungen pro 1 °C Faultemperaturerhöhung eine Steigerung der Reaktionskonstante um rund 9 %. Die Umsatzungsrate für die Hydrolyse, die im Allgemeinen als geschwindigkeitslimitierender Schritt bei anaeroben Abbauvorgängen gilt, steigt dabei mit rund 7 % pro 1 °C.

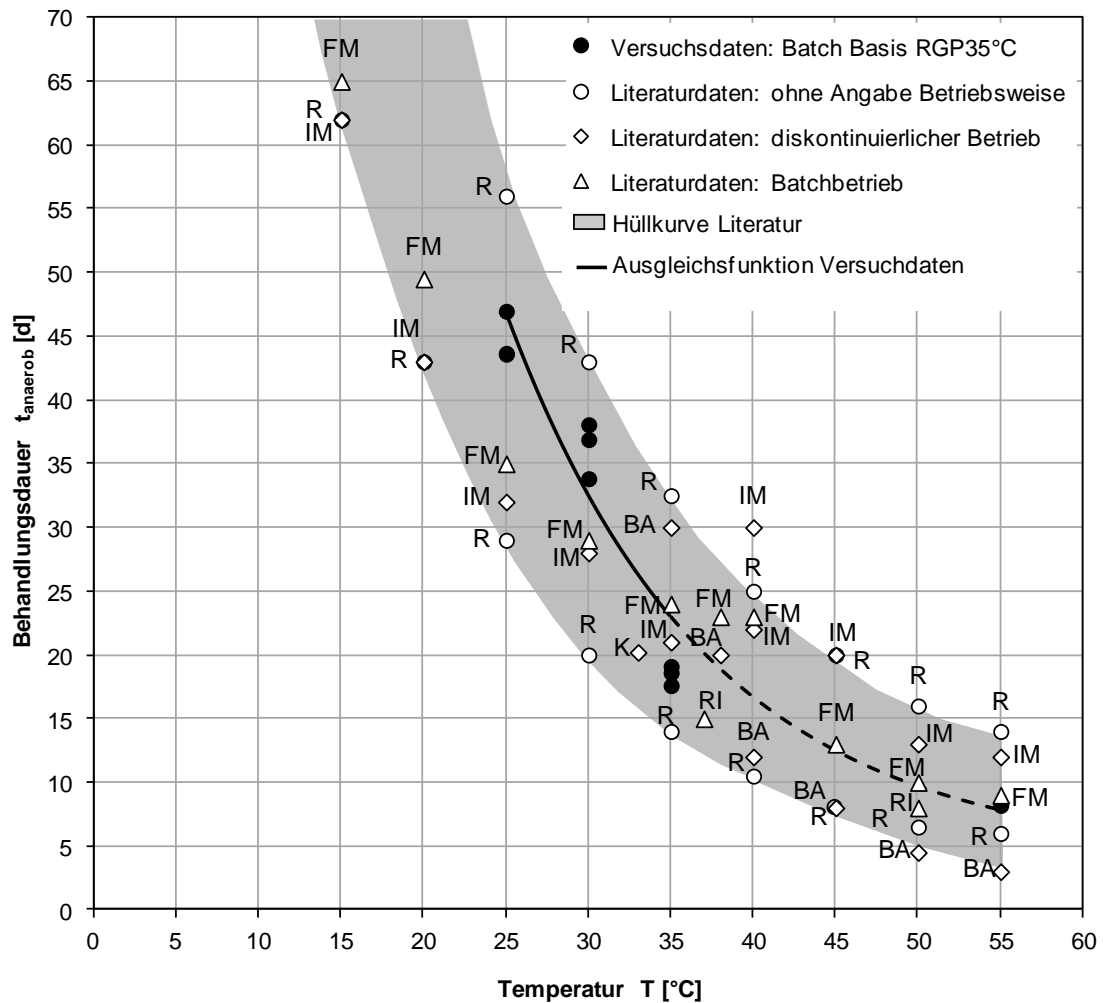


Abbildung 91: Abhängigkeit der Dauer der anaeroben Stabilisierung von der Faultemperatur nach Literatur- und Versuchsdaten
(BA=Buhr und Andrews, 1977; FM=Fair und Moore, 1937; IM=Imhoff, 1990; K=Kapp, 1984; R=Roediger, 1967; RI=Riegler, 1981)

Die erforderliche Behandlungszeit t_{anaerob} zum Erreichen des Restgaskriteriums in Abhängigkeit der Faultemperatur T [°C] lässt sich für die Versuchsergebnisse über folgende Funktionsgleichung bestimmen:

$$t_{\text{anaerob}}(T) = 329 \cdot e^{-0,082 \cdot T} + 4,17 \quad [\text{d}]$$

Das notwendige Faulbehältervolumen V_{anaerob} errechnet sich durch Multiplikation der maßgeblichen Rohschlammmenge Q_{RS} [m³/d] mit der Behandlungsdauer t_{anaerob} .

$$V_{\text{anaerob}} = Q_{\text{RS}} \cdot t_{\text{anaerob}} \quad [\text{m}^3]$$

Der Faulgasertrag bei mesophilen Faultemperaturen liegt in Abhängigkeit der Zusammensetzung des Rohschlammes gewöhnlich bei 250 bis 450 NL/kg oTR₀ mit Methangehalten von 65 ± 5 % (Bischofsberger et al., 2005). In den eigenen Versuchsreihen wurden bis zur Vollstabilisation gemäß Restgaskriterium bei 25 bis 35 °C Faultemperatur 270 bis 350 NL/kg oTR₀ mit einem Methangehalt von 60,8 bis 63,5 % produziert.

Für eine optimale Verfahrensführung sind anhand von Literaturergebnissen und den eigenen Untersuchungen folgende Empfehlungen auszusprechen:

- Entsprechend der eigenen Untersuchungsergebnisse kann eine anaerobe Vollstabilisierung in warmen Klimaten bei hohen Umgebungstemperaturen über 25 °C auch ohne zusätzliche Schlamm aufheizung unter Berücksichtigung der notwendigen Behandlungsdauer erreicht werden. Soll die Behandlungszeit reduziert werden, so ist eine Temperierung des Klärschlammes notwendig.
- Für eine ausreichende Animpfung des Rohmaterials im Anfahrbetrieb des Faulturms sollte das Volumenverhältnis von Rohschlamm zu Impfschlamm mindestens 1:1 bis 1:3 betragen. Bei Inbetriebnahme ist für eine ausreichende Adaption die dreifache Behandlungsdauer anzusetzen. Steht kein Faulschlamm als Impfmateriale zur Verfügung eignen sich in der Praxis auch andere anaerobe Schlämme, z.B. aus Teichen.
- Die Temperaturen im Faulbehälter sollten möglichst konstant gehalten werden. Dabei steigt die Störanfälligkeit des Prozesses mit der Betriebstemperatur.
- Zur Gewährleistung eines ausreichenden Gasaustausches und einer ausreichenden mechanischen oder hydraulischen Umwälzung sollte der Feststoffgehalt des Rohschlammes nicht größer 80 kg/m³ betragen (ATV-DVWK-M 368). Als restriktiv für die Voreindickung gilt zudem die organische Raumbelastung der Anaerobreaktoren. Empfehlungen für die Raumbelastung in Abhängigkeit der Anlagengröße sind nach MUNLV (2001) anzusetzen.
- Verfahrensbedingt ist eine kontinuierliche bzw. quasi-kontinuierliche Beschickung zu bevorzugen, auch wenn nach seuchenhygienischen Aspekten bei diskontinuierlicher Betriebsweise eine höhere Produktsicherheit besteht. Bei der mesophilen anaeroben Stabilisierung werden im Allgemeinen Reduktionsraten pathogener Mikroorganismen (Indikator E. Coli) von bis zu 2 log-Einheiten angegeben (von Sperling und Andreoli, 2005; Bitton, 2005). Eigene Versuchsergebnisse lieferten Reduktionsraten von

1,1 bis 1,5 log-Einheiten unter mesophilen, von 3,5 log-Einheiten unter thermophilen Bedingungen. Die Desinfektionsleistung bei der Klärschlammfaulung ist somit mit derjenigen der aeroben Stabilisierung vergleichbar.

- Für die Prozesskontrolle eignen sich die Parameter Temperatur, pH-Wert, Gehalt an organischen Säuren sowie die Faulgasmenge und -zusammensetzung. Die Beurteilung der Vollstabilisierung des Faulschlammes sollte anhand des Restgaspotentials erfolgen.

8.1.4 Kompostierung

Bei der Kompostierung kommunaler Klärschlämme ist die Zugabe von organischen Strukturmitteln sinnvoll um eine ausreichende Durchlüftung des Haufwerks zu gewährleisten. Als Strukturmittel eignen sich Abfälle aus der Landwirtschaft und dem Gartenbau. Die Verwendung von Altpapieren ist aufgrund der schlechten strukturgebenden Eigenschaften nicht zu empfehlen. Tabelle 47 zeigt Feststoff- und Nährstoffgehalte sowie die Lagerungsdichte geeigneter Zuschlagstoffe für die Klärschlammkompostierung.

Tabelle 47: Fest- und Nährstoffgehalte sowie Lagerungsdichte geeigneter organischer Strukturmittel

Substrat	Feststoff- gehalt [kg TS/m ³]	KN [g/kg TS]	TOC [g/kg TS]	Lagerungs- dichte D [Mg/m ³]
Holzhäcksel	600 - 700	8 - 13	450 - 600	0,27
Sägespäne	600 - 800	1 - 2	450 - 600	0,40
Reisstroh	800 - 900	8 - 13	350 - 450	0,045
Getreidestroh	800 - 900	3 - 5	400 - 500	0,030

Bei der Klärschlammkompostierung liegt der optimale Wassergehalt bei 40 bis 65 % laut Literaturangaben (Insam et al., 2002). In den eigenen Versuchen stellte sich im Gemisch mit Holzhäckseln oder Stroh ein für die Eigenerwärmung optimaler Wassergehalt um 60 % heraus. Bei Kenntnis des Wasseranteils im Klärschlamm und im Strukturmittel (vgl. Tabelle 47) ist der notwendige Massenanteil der Zuschlagstoffe und damit die Gesamtmasse des Ausgangsmaterials für die Kompostierung bestimmbar (Abbildung 92).

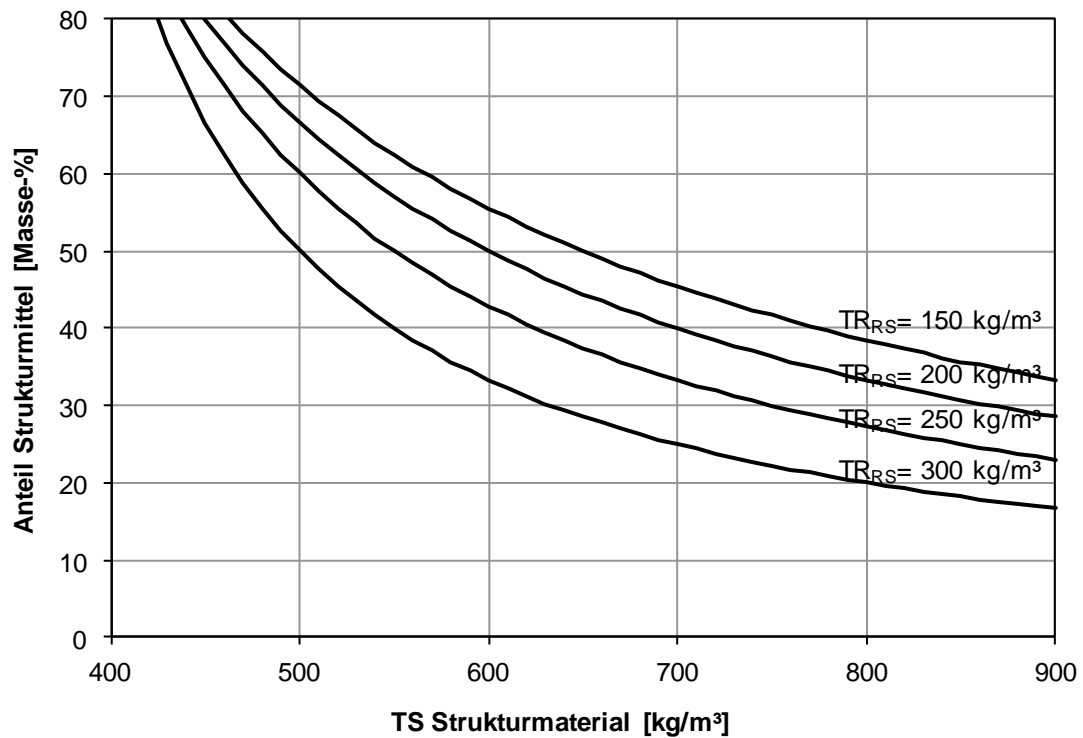


Abbildung 92: Anteil Strukturmaterial im Klärschlammgemisch in Abhängigkeit vom Feststoffgehalt für verschieden entwässerte Rohschlämme (TR_{RS} = 150-300 kg/m³, Zielwassergehalt = 60 %)

Eine Abhängigkeit des Rottefortschritts von den Umgebungsbedingungen ist hauptsächlich während der Anlauf- und der intensiven Abbauphase zu spüren. Ferner bewirkt eine Umwälzung offener Mieten bei hohem Temperaturgefälle zwischen Rottekern und Umgebung eine erhebliche Auskühlung, die die Rottezeit entsprechend verlängern kann. Wärmeverluste sollten daher bei niedrigen Umgebungstemperaturen ggf. durch Folieneindeckung minimiert werden. Das Maß der Selbsterhitzung kann allerdings sowohl in der Intensiv- als auch der Nachrotte über den Wassergehalt und die Sauerstoffversorgung gesteuert werden.

In Anlehnung an die praktischen Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit ergibt sich während der zweiwöchigen eingehausten Intensivrotte mit Zwangsbelüftung unter mesophilen Umgebungstemperaturen ein Abbau der organischen Substanz um 30 %, bei psychrophilen Temperaturen um rund 20 %. Entsprechend steigt die Dauer der offenen Nachrotte und damit die Gesamtrottezeit bis zum einen Zielwert von $\eta_{\text{OTR}} \geq 50$ % mit sinkenden Temperaturen. In Abbildung 93 ist der Zusammenhang zwischen der Dauer der Gesamtrottezeit von der Umgebungstemperatur für die Co-Kompostierung von Rohschlamm mit Holzhäckseln dargestellt.

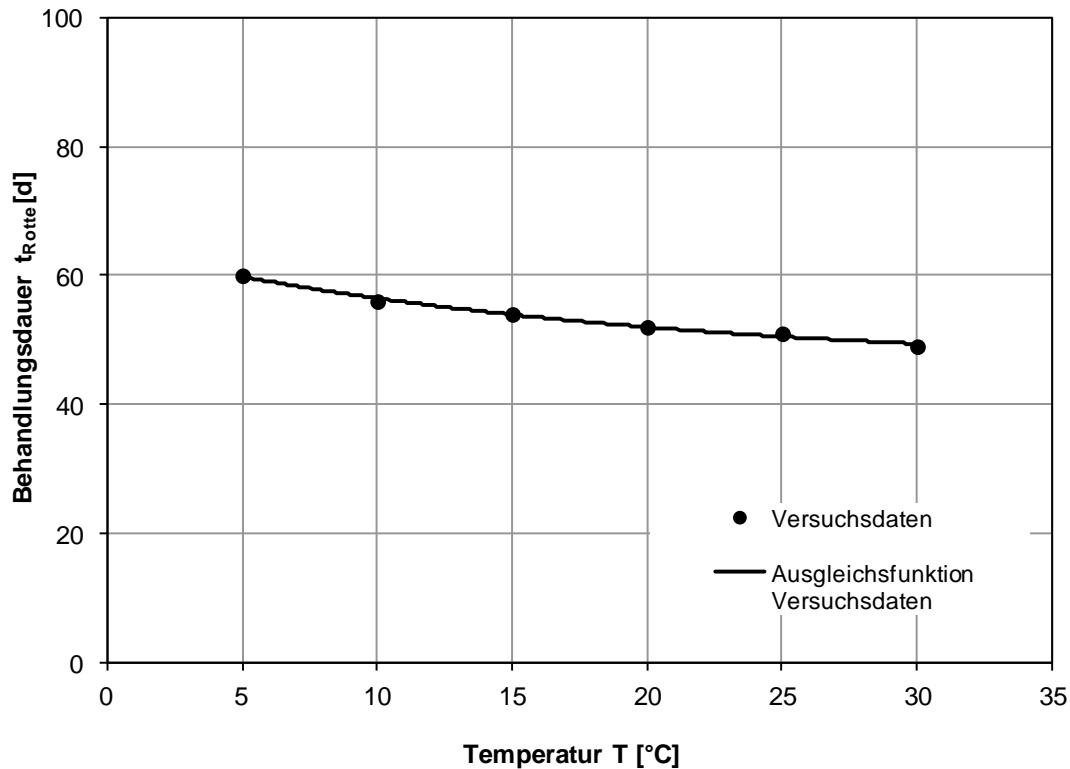


Abbildung 93: Abhängigkeit der Kompostierungsdauer von der Umgebungstemperatur nach Versuchsdaten für die Co-Kompostierung mit Holzhäckseln in zweiwöchiger Intensivrotte und anschließender offener Nachrotte

Die Behandlungszeit t_{Kompost} als Summe von 14-tägiger Intensiv- und Nachrotte in Abhängigkeit der Temperatur T lässt sich für die Versuchsergebnisse in Abbildung 93 über folgende Näherungsfunktion bestimmen:

$$t_{\text{Rotte}}(T) = 45,9 \cdot e^{-0,055 \cdot T} + 18,3 \quad [\text{d}]$$

Bei der Intensivrotte beträgt das notwendige Reaktorvolumen V_{Intensiv} in Abhängigkeit der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien und der Intensivrottezeit:

$$V_{\text{Intensiv}} = \left(\frac{m_{\text{RS}}}{D_{\text{RS}}} + \frac{m_{\text{SM}}}{D_{\text{SM}}} \right) \cdot t_{\text{Intensiv}} \quad [\text{m}^3]$$

mit

$m_{\text{RS}}, m_{\text{SM}}$ = Rohmasse Rohschlamm (RS) und Strukturmittel (SM, vgl. Abbildung 92) [Mg]

$D_{\text{RS}}, D_{\text{SM}}$ = Lagerungsdichte von Rohschlamm (RS, in der Regel 1,0 bis 1,2 Mg/m³) und Strukturmittel (SM, vgl. Tabelle 47) [Mg/m³]

t_{Intensiv} = Dauer der Intensivrotte [d]

Für eine anschließende offene Mietenkompostierung ergibt sich der notwendige Flächenbedarf aus dem Rottevolumen nach der Intensivrotte und der Mieten-geometrie.

Die Kenntnis des Rottevolumens nach der Intensivrottephase setzt die Bestimmung der Massenreduktion während der einzelnen Rottephasen voraus. Für die Co-Kompostierung mit Holzhäckseln wurde dabei der in Abbildung 48 dargestellte funktionelle Zusammenhang zur Umgebungstemperatur erarbeitet. Damit kann die maßgebliche Rohmasse nach der zweiwöchigen Intensivrotte ($m_{\text{Nachrotte}}$) für die Kompostierung von Klärschlamm und Holzhäckseln wie folgt berechnet werden:

$$m_{\text{Nachrotte}} = (m_{\text{RS}} + m_{\text{SM}}) \cdot (0,42 \cdot e^{-0,008 \cdot T} + 0,41) \quad [\text{Mg}]$$

Zur Bestimmung des Volumens kann die Lagerungsdichte des Ausgangsmaterials vor der Intensivrotte angesetzt werden. Der notwendige Flächenbedarf für die Rotte ergibt sich aus der Mietengeometrie, die üblicherweise einem dreiseitigen Prisma entspricht.

$$A_{\text{Nachrotte}} = \frac{2 \cdot m_{\text{Nachrotte}}}{D_{\text{Nachrotte}} \cdot h} \quad [\text{m}^2]$$

mit

$D_{\text{Nachrotte}}$ = Lagerungsdichte des Materials nach der Intensivrotte [Mg/m^3]

h = Höhe der Miete [m]

In der Großtechnik werden Dreiecksprofile mit Breiten von 2 bis 4,5 m und Höhen von 2,5 m realisiert. Übliche Größen für den Flächenbedarf der Nachrotte inklusive Verkehrsfläche bei Kleinanlagen belaufen sich auf 5 m^2/Mg TR bzw. 2 m^2/Mg Rohsubstanz und bei Großanlagen auf 2,5 m^2/Mg TR bzw. 1 m^2/Mg Rohsubstanz (berechnet nach Meyer, 1995).

Aus den Untersuchungsergebnissen (eigene Versuche und Literatur) können folgende Empfehlungen für die Betriebsführung abgeleitet werden:

- Sowohl bei der eingehausten Intensiv- als auch der offenen Nachrotte sind besonders bei niedrigen Temperaturen Maßnahmen zur Verringerung des Wärmeverlustes durch entsprechende Isolierung bzw. Abdeckung zu empfehlen.
- Nach vorliegenden Untersuchungsergebnissen liegt der maximale spezifische Sauerstoffbedarf in der zwangsbelüfteten Intensivrotte für Rotte-

kerntemperaturen bis 66 °C und einem Stoffumsatz bis zu $\eta_{\text{oTR}} = 30 \%$ bei 0,04 bis 0,06 kg O₂/(kg oTR₀·d). Dies entspricht einem spezifischen Luftbedarf von 0,55 bis 0,85 m³ Luft/(kg oTR₀·d) bei einem ausnutzungsgrad des Luftsauerstoffs von 30 %. Aus Angaben von Kranert und Cord-Landwehr (2010) lässt sich eine ähnliche Spanne für die Abdeckung der maximalen Sauerstoffverbrauchsrate unter Praxisbedingungen von 0,02 bis 0,05 kg O₂/(kg oTR₀·d) bzw. 0,35 bis 0,6 m³ Luft/(kg oTR₀·d) berechnen. Die Zwangsbelüftung mit verdichteter Luft kann darüber hinaus zu einem zusätzlichen Wärmeeintrag in den Rottekörper beitragen, der insbesondere bei niedrigen Temperaturen die Rottetemperatur und damit den Stoffumsatz beeinflussen kann.

- Eine offene Nachrotte erfolgt ohne Zwangsbelüftung bei regelmäßiger Umsetzung. Intervalle von ein- bis zweimal wöchentlich begünstigen den Stoffumsatz. Der Feuchtegehalt der Miete ist ggf. durch Bewässerung zu regulieren. Hierfür können die in der Intensivrotte anfallenden Sickerwässer verwendet werden.
- Zur Minimierung von Geruchsemissionen und Keimbelastungen sind anaerobe Zonen bei der offenen Nachrotte zu vermeiden. Maßnahmen zur Emissionsreduktion sind die Einstellung optimaler Wassergehalte, eine Abdeckung der Mieten und ggf. eine Zwangsbelüftung des Mietenbodens. Zur Wohnbebauung ist ein Abstand von mindestens 600 m zu empfehlen (Litz und Rasp, 1996).
- Aufgrund des hohen Selbsterhitzungsvermögens des Rotematerials kann eine hohe Reduktion pathogener Mikroorganismen erzielt werden (z.B. Bidlingmaier, 1980; Farrel, 1992; Banegas et al., 2007). Die eigenen Versuche lieferten Reduktionsraten des Fäkalindikators E. Coli von 2,8 bis 4,6 log-Einheiten und liegen somit in ähnlicher Größenordnung wie bei Untersuchungen o.g. Autoren. Hohe Umgebungstemperaturen und eine gute Isolierung vor allem in der Intensivrotte maximieren Kerntemperaturen in der Rotte und damit die Desinfektion. Eine kritische Temperatur von 70 °C sollte hingegen nicht überschritten werden (Bidlingmaier, 2000).
- Der Prozess kann über den Wassergehalt und die Sauerstoffversorgung gesteuert werden. Bei Zwangsbelüftung ist zudem die Kerntemperatur über die Belüftungsintensität einstellbar. Zur Überprüfung des Stabilisierungserfolges eignet sich die Untersuchung des Rottegrades im Selbsterhitzungsversuch.

8.2 Empfehlungen zur Kalkbehandlung

Die notwendige Dosierung von Branntkalk oder Löschkalk zur langfristigen Anhebung des pH-Wertes ist von der Qualität des Klärschlammes abhängig. Grundsätzlich kann eine Kalkbehandlung mit Rohschlamm, aber auch mit stabilisierten Schlämmen erfolgen, insbesondere wenn eine weitergehende Desinfektion des Materials erfolgen soll, als allein aufgrund einer biologischen Schlammstabilisierung möglich wäre.

Die erforderliche Lösch- bzw. Branntkalkdosis für eine langfristige pH-Wert-Anhebung bei Rohschlämmen ist in erster Linie vom Feststoffgehalt abhängig und kann nach Abbildung 94 ermittelt werden. Bei der Behandlung eingedickter bzw. entwässerter Rohschlämme mit Branntkalk beträgt die erforderliche Dosierung zur Einhaltung des pH-Kriteriums 0,15 bis 0,45 kg CaO/kg TR. Für die Behandlung flüssiger Rohschlämme mit Löschkalk müssen 0,15 bis 0,25 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{kg TR}$ bzw. 2 bis 13 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ eingesetzt werden (Bauerfeld et al., 2009).

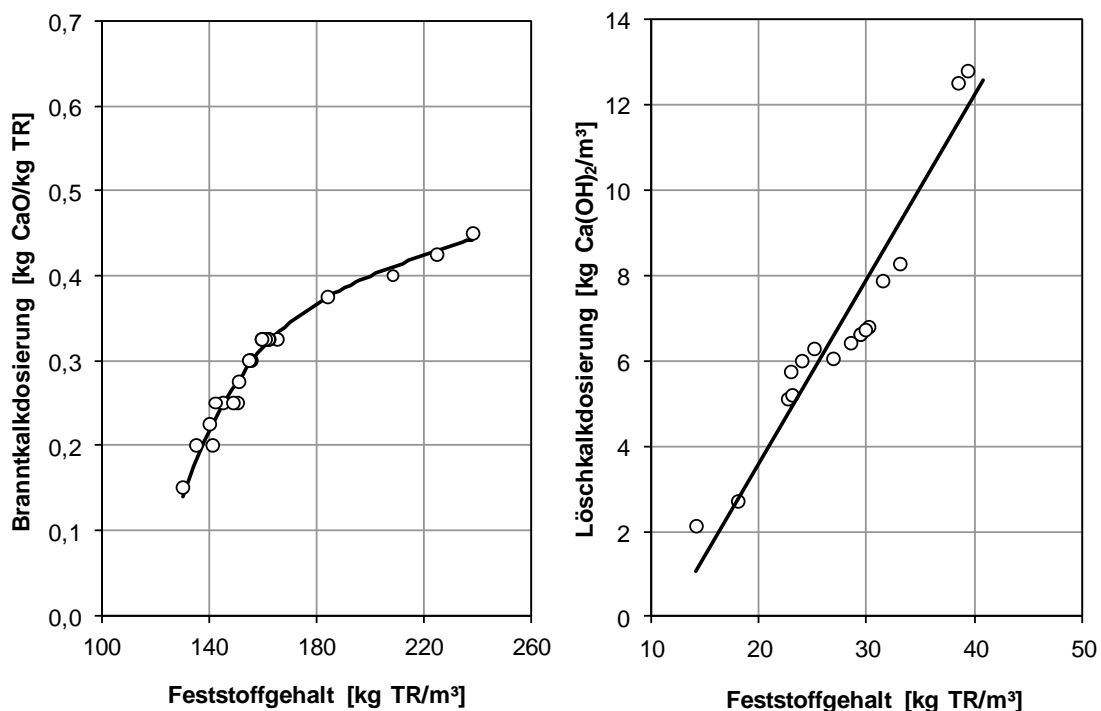


Abbildung 94: Branntkalk- (links) und Löschkalkdosierung (rechts) in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes von Rohschlamm zur Anhebung des pH-Wertes auf 12,5 über drei Monate

Ein positiver Effekt auf die Desinfektionsleistung ergibt sich durch die erhebliche Wärmefreisetzung bei der Löschreaktion von Branntkalk mit Schlammwasser. Insgesamt ist zur Einhaltung einer kritischen Temperatur für die Desinfektion

von 55 °C über zwei Stunden (vgl. Kapitel 6.2) nach vorliegenden Untersuchungen allerdings eine um den Faktor 1,5 bis 2,5 höhere Branntkalkzugabe notwendig als für die gleichen Klärschlämme allein zum Einhalten des pH-Kriteriums ausreichen würde.

Die angeführten Dosierungsempfehlungen dienen der Abschätzung der zu verwendenden Kalkmengen. Sie sind streng genommen aber nur für Rohschlamm der hier verwendeten Qualität und Herkunft gültig. Die exakten Branntkalk- oder Löschkalkzugaben für andere Klärschlämme sollten vorher im Labortest untersucht werden. Diese Voruntersuchungen müssten theoretisch über lange Zeiträume durchgeführt werden um sicher zu stellen, dass der pH-Wert über die nachgeschaltete Lagerung anhaltend bei 12,5 bleibt. Die aktuelle Novellierung der Klärschlammverordnung (BMU, 2010) empfiehlt daher die Ermittlung der notwendigen Kalkdosis für einen Anfangs-pH-Wert von 12,8. Es ist davon auszugehen, dass somit eine langfristige ausreichend hohe pH-Wert Anhebung zur Desinfektion gewährleistet ist.

Die Umgebungsbedingungen haben keinen Einfluss auf die chemische Reaktion von Kalk und Klärschlamm, spielen aber vor allem eine Rolle bei der gezielten Desinfektion mit Branntkalk. Hohe Temperaturgefälle zwischen Umgebung und Klärschlamm-Kalk-Gemisch begünstigen Wärmeverluste und der positive Effekt der Selbsterhitzung wird verringert. Da die Emission von Ammoniak wiederum nicht nur pH-Wert- sondern auch temperaturgesteuert ist, sind bei höheren Temperaturen im Gemisch zudem höhere Stickstoffverluste zu erwarten. Bei der anschließenden Lagerung gekalkter Schlämme wird in Abhängigkeit der Klimabedingungen Schlammwasser verdunstet und der Feststoffgehalt erhöht sich.

Folgende Aspekte sind bei der Verfahrensführung zu berücksichtigen:

- Die Beschaffung von Kalkprodukten sollte unter wirtschaftlichen und betrieblichen Gesichtspunkten erfolgen. Generell sollte der Kalk eine hohe Reaktivität und einen hohen Anteil CaO bzw. MgO oder $\text{Ca}(\text{OH})_2$ bzw. $\text{Mg}(\text{OH})_2$ aufweisen. Für eine sachgerechte Auswahl der Kalkprodukte sind die Anforderungen an die Reinheit, Zusammensetzung und Körnung gemäß DIN 1060 und DIN 19611 zu erfüllen.
- Bei der Branntkalkzugabe zu entwässertem Schlamm ist die Förder- und Mischtechnik (Dauer und Geschwindigkeit) auf die Schlamm Eigenschaften und den Verwendungszweck des Endprodukts auszurichten.
- Für die bessere Durchmischbarkeit sollte Löschkalk als Suspension dosiert werden. Kalkhydrat ist nur sehr gering wasserlöslich (1,7 g

$\text{Ca(OH)}_2/\text{L}$) und wird in der Regel als gebrauchsfertige Suspension mit 30 bis 150 g $\text{Ca(OH)}_2/\text{L}$ angeboten. Bei hohem Verbrauch können die Herstellung von Kalkhydrat mit Kalklöschanlagen und die Aufschlammung zu Kalkmilch direkt an der Behandlungsanlage wirtschaftlicher sein.

- Detaillierte Hinweise zur sachgerechten Lagerung, Dosierung, Mischtechnik und Handhabung des Kalk-Klärschlamm-Gemischs sind den Mitteilungen der Deutschen Kalkindustrie zu entnehmen (Strauch und Schreiber-Rothschild, 1980; Peschen et al, 1985; BV Kalk, 1986 und 1987; Csontos und Konrad, 2011).
- Die Zugabe von Kalkmilch oder Branntkalk führt zu einer deutlichen Erhöhung der Klärschlammmassen und -volumina, die sich aus der Addition des dosierten Kalkprodukts ergeben. Die damit ggf. verbundenen erhöhten Lagerungs-, Transport- und Entsorgungskosten müssen berücksichtigt werden.
- Bei der Kalkdosierung sind emissionsmindernde Maßnahmen für die Vermeidung von Stäuben, aber auch für die Ammoniakvolatilisierung zu treffen. Diese betreffen zugleich die Arbeitssicherheit im Umgang mit Branntkalk.
- Für eine maximale Desinfektion ist Klärschlamm in Chargen zu behandeln. Dadurch kann ein hoher pH-Wert für eine möglichst langfristige Einwirkzeit gewährleistet werden. In den vorliegenden Untersuchungen wurden bei der Löschkalkbehandlung Reduktionsraten des Indikators E. Coli von mindestens 4,3 log-Einheiten, bei der Branntkalkbehandlung von über 5 log-Einheiten erreicht. Studien zur Desinfektion mit Kalkprodukten anderer Autoren bestätigen, dass unter Einhaltung der auch für die vorliegenden Versuche angesetzten Behandlungskriterien zudem mit einer weitestgehenden Reduktion anderer humanpathogener Bakterien und Viren, sowie der Inaktivierung von Wurmeiern zu rechnen ist (z.B. Strauch, 1998; Capizzi-Banas et al., 2004; Schirm, 2005).
- Die Prozessbedingungen sind über den pH-Wert und bei der Branntkalkbehandlung auch über die Temperatur sicherzustellen.

8.3 Empfehlungen zu Verfahren zur natürlichen Entwässerung und Trocknung

Zielsetzung natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren ist eine weitestgehende Reduzierung des Wassergehalts flüssiger bzw. vorentwässerter Schlämme durch Evaporation und Perkolation auf entsprechenden Trocknungsflächen. Die Wasserabgabe wird dabei überwiegend von den klimatischen Randbedingungen gesteuert. Lediglich die Entwässerung in Schilf bepflanzten Trockenbeeten ist auf Einsatzgebiete mit einer deutlichen Vegetationsperiode limitiert. Die folgenden Bemessungsempfehlungen beziehen sich auf die Verfahrensvarianten zur

- Entwässerung *flüssiger* Schlämme in überdachten Trockenbeeten mit Sand-Kies-Drainage,
- Entwässerung *flüssiger* Schlämme in Schilfbeeten, sowie zur
- solaren Trocknung *entwässerter* Schlämme in transparenten Leichtbauhallen mit Umwälzung und Ventilation bei 100 % solarer Trocknung ohne Fremdwärmeeinsatz

für die in Kapitel 6.3 aufgeführten Behandlungsziele. Maßgebliche Bemessungsgröße für Anlagen zur natürlichen Entwässerung und Trocknung ist die aus dem System auszutragende Wassermenge m_W für ein gewünschtes Trocknungsziel. Diese berechnet sich zu

$$m_W = Q_{RS} \cdot TR_0 \cdot \left(\frac{x_{W,0}}{x_{TR,0}} - \frac{x_{W,end}}{x_{TR,end}} \right) \quad [\text{kg/a}]$$

mit

Q_{RS} = Schlammvolumen [m^3/a]

TR_0 = Feststoffgehalt im Klärschlamm [kg/m^3]

$x_{W,0}/x_{TR,0}$ = Verhältnis von Wasser- zu Feststoffmasse im Klärschlamm vor der Trocknung [-]

$x_{W,end}/x_{TR,end}$ = Verhältnis von Wasser- zu Feststoffmasse im Klärschlamm nach der Trocknung [-]

Anhand von Tageswerten bzw. Monatsmittelwerten der Temperatur und Globalstrahlung ist für den betreffenden Standort die jährliche Verdunstung (E_{T-W}) nach Turc-Wendling und damit der Wasseraustrag über die Oberfläche ermittelbar:

$$E_{T-W} = \frac{(R_G + 93 \cdot f_K) \cdot (T + 22)}{162 \cdot (T + 123) \cdot (1 + 0,0003 \cdot H)} \quad [\text{L}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})]$$

mit

R_G = Globalstrahlungssumme aus Tages- oder Monatsmittelwerten [$J/(cm^2 \cdot a)$]

T = Jahresmitteltemperatur aus Tages- oder Monatsmittelwerten [$^{\circ}C$]

H = geodätische Höhe [m ü NN]

f_K = Küstenfaktor [-], im Küstenbereich bis 50 km = 0,6; im Binnenland = 1,0

Für Verfahrensvarianten mit Überdachung muss die im Freiland gemessene Globalstrahlung allerdings um den Transmissionsverlust der Eindeckung korrigiert werden. Die Verdunstung nach Turc-Wendling ($E_{T-W'}$) ergibt sich dann zu

$$E_{T-W'} = \frac{(R_G \cdot \phi + 93 \cdot f_K) \cdot (T + 22)}{162 \cdot (T + 123) \cdot (1 + 0,0003 \cdot H)} \quad [L/(m^2 \cdot a)]$$

mit Φ = materialabhängiger Transmissionskoeffizient (vgl. Tabelle 8) [-]

Für konventionelle überdachte Trockenbeete berechnet sich somit schließlich unter Berücksichtigung des Sickerwasseranteils am Wasseraustrag die notwendige Fläche A_{TB} . Entsprechend der Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit kann der Sickerwasseranteil bis zu 70 % betragen. Bei langfristiger Nutzung der Trockenbeete ohne regelmäßige Erneuerung der Sand-Kies-Schicht können Schlammpartikel die Drainagefunktion allerdings verringern. Der Sickerwasseranteil ist dann auf maximal 30 % zu reduzieren.

$$A_{TB} = \frac{m_W \cdot (1 - x_R)}{E_{T-W'}} \quad [m^2]$$

mit x_R = Anteil Sickerwasseraustrag am Gesamtwasserverlust, max. 0,7 [-]

Die Klärschlamm-entwässerung in bepflanzten Trockenbeeten wird durch den Wasserentzug des Schilfs erhöht. Der Transpirationsverlust kann dabei nach vorliegenden Ergebnissen in den Sommermonaten gemäßigter Klimate bis zu 100 % der Wassermenge, die durch Evaporation dem System entzogen wird, betragen. Die Pflanzenbeetfläche berechnet sich somit zu:

$$A_{PB} = \frac{m_W \cdot (1 - x_R)}{E_{T-W} + T} \quad [m^2]$$

mit T = Transpiration des Pflanzenbewuchs während der Vegetationszeit [$L/(m^2 \cdot a)$],
(gemäßigte Klimate $T < E_{T-W}$, warme Klimate $T > E_{T-W}$)

Bei der solaren Trocknung wird die Evaporation von der Schlammoberfläche durch den Gewächshauseffekt verstärkt. In Anlehnung an eigene Versuche

kann die klimatische Wasserverdunstung um bis zu 10 % bei niedrigen Umgebungstemperaturen, um bis zu 30 % bei warmen Umgebungsbedingungen erhöht werden. Allerdings treten ebenso wie bei überdachten Trockenbeeten materialabhängige Transmissionsverluste durch die Einhausung auf. Wasserausträge durch Sickerwässer sind bei der Behandlung entwässerter Schlämme in der Regel nicht relevant.

$$A_{\text{SKT}} = \frac{m_W}{(1 + \varepsilon) \cdot E_{T-W}} \quad [\text{m}^2]$$

mit ε = Faktor für die Erhöhung der Verdunstungsleistung durch den Gewächshauseffekt [-], ($> 0,1$ für kalte Klimate, $> 0,2$ für gemäßigte Klimate, $> 0,3$ für warme Klimate)

Setzt man die auszutragende Wassermasse m_W ins Verhältnis zum Flächenbedarf der einzelnen Verfahrensvarianten (A_{TB} , A_{PB} , A_{SKT}), so errechnet sich die flächenspezifische Wasseraustragsleistung $m_{W,A}$:

$$m_{W,A} = \frac{m_W}{A} \quad [\text{kg H}_2\text{O}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})]$$

Wird die Feststoffmasse in Bezug zur Trocknungsfläche gesetzt, ergibt sich die spezifische Feststoffflächenbelastung B_{TR} des Systems:

$$B_{\text{TR}} = \frac{Q_{\text{RS}} \cdot \text{TR}_0}{A} \quad [\text{kg TR}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})]$$

Sowohl der flächenspezifische Wasseraustrag als auch die Feststoffbelastung sind übliche Parameter zur Charakterisierung der Leistungsfähigkeit natürlicher Entwässerungs- und Trocknungsverfahren. In Tabelle 48 sind Wertebereiche für den spezifischen Wasseraustrag und die Feststoffflächenbelastung für verschiedene Klimate aufgeführt. Diese Kennzahlen stellen Orientierungswerte für die Behandlung von Klärschlämmen in kalten, gemäßigten und warmen Klimaregionen für die in Kapitel 6.3 aufgeführten Behandlungsziele dar.

Tabelle 48: Feststoffflächenbelastung und spezifischer Wasseraustrag (Summe aus Evapo(transpi)ration und ggf. Drainage) für natürliche Entwässerungs- und Trocknungssysteme (nach Bauerfeld et al., 2009, erweitert)

		konventionelles Trockenbeet	Schilf bepflanz- tes Beet	Solare Trocknung
Kaltes Klima:				
Jahresmitteltemperatur: -2 °C, Globalstrahlungssumme 8.400 J/(cm²·a)				
B_{TR}	[kg TR/(m²a)]	15-30	Nicht empfohlen	70-80
m_{W,A}	[kg H ₂ O/(m²a)]	250-500		250-300
Gemäßigtes Klima:				
Jahresmitteltemperatur: +8 °C, Globalstrahlungssumme: 12.300 J/(cm²·a)				
B_{TR}	[kg TR/(m²a)]	25-55	40-80	130-150
m_{W,A}	[kg H ₂ O/(m²a)]	400-900	700-1.400	450-550
Warmes Klima:				
Jahresmitteltemperatur: +25 °C, Globalstrahlungssumme: 17.500 J/(cm²·a)				
B_{TR}	[kg TR/(m²a)]	50-100	80-160 (-220 ¹⁾)	230-300
m_{W,A}	[kg H ₂ O/(m²a)]	800-1.600	1.300-2.700 (-3.600 ¹⁾)	800-1.100

¹⁾ höherer Wasserentzug durch Transpiration in warmen Klimaten möglich

Bei der Verfahrensführung von Anlagen zur natürlichen Entwässerung und Trocknung sind die folgenden Aspekte einzubeziehen:

- Die Feststoffflächenbelastung wird bei der Schlammentwässerung in Schilfbeeten durch die Gewährleistung eines vitalen Schilfbestandes limitiert und ist stark von der Schlammart abhängig. Daher sind abweichend von den in Tabelle 48 aufgeführten Orientierungsbereichen auch geringere Feststoffflächenbelastungen möglich. Limitierend ist dabei insbesondere die Stickstofffracht, die in das Beet eingetragen wird. Nach Untersuchungen von Jordan (2006) sollte die jährliche Stickstofffracht 0,5 kg/(m²·a) und die Stickstoffkonzentration 50 bis 200 mg/L nicht überschreiten. Zu hohe Stickstofffrachten haben eine Herabsetzung der Standfestigkeit des Schilfes zur Folge und begünstigen den Befall von Parasiten (Läusen). Damit sind die in das Schilfbeet einzubringenden Frachten insbesondere für anaerob stabilisierte Schlämme bedeutend geringer als für andere Schlammarten. Die Feststoffflächenbelastung ist dann auf 20 (Jordan, 2006) bis 60 kg TR/(m²·a) (Obarska-Pempkowiak et

al., 2003) begrenzt, selbst wenn aufgrund der klimatischen Randbedingungen ein höherer Wasseraustrag und damit eine höhere Belastung realisierbar wäre.

- Die Feststoffflächenbelastung bei der solaren Klärschlamm-trocknung kann insbesondere in kalten und gemäßigten Klimaten durch den Einsatz von Fremdenergie (z.B. durch Abwärmenutzung) entscheidend verbessert werden, insbesondere im Vergleich zur Leistungsfähigkeit konventioneller Trockenbeete. Setzt man einen Fremdwärmeanteil von 50 bis 60 % fest, so verdoppelt sich die spezifische Verdunstungsleistung und somit auch die in Tabelle 48 dargelegte Feststoffflächenbelastung.
- Bei der natürlichen Entwässerung in Trocken- und Schilfbeeten kann unter direktem Einfluss von UV-Licht eine natürliche Desinfektion des Materials mit Reduktionsraten des Indikators E.Coli um 1 bis 2 log-Einheiten erfolgen. Eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Verwertung des getrockneten Klärschlammes ist nach seuchenhygienischen Kriterien allerdings nicht möglich. Feuchtwarme Bedingungen vor allem in solaren Trocknungsanlagen ohne Volltrocknung können die Vermehrung pathogener Keime sogar begünstigen.
- In feuchtwarmen Klimaten finden zudem im Schlamm schlüpfende Fliegen ideale Lebensbedingungen im akkumulierten Schlamm offen betriebener Anlagen zur natürlichen Entwässerung. Eine vorgeschaltete Vollstabilisierung der Schlämme, sowie eine Abdeckung der Trocknungsflächen gegen Niederschläge und somit Wiederbefeuchtung des Klärschlammes können dazu beitragen, Insektenplagen zu minimieren.

8.4 Belastung von Schlammwässern aus den Behandlungsverfahren

Biologisch stabilisierte und Löschkalk behandelte flüssige Rohschlämme werden in der Regel vor einer weiterführenden Behandlung (z.B. solaren Trocknung), Verwertung oder Entsorgung entwässert. Unter Annahme eines theoretischen Entwässerungsgrades lässt sich die spezifische hydraulische und stoffliche Zentratbelastung und somit die Nährstofffracht, die ggf. in die biologische Behandlungsstufe einer Kläranlage rückgeführt wird, angeben. Diese Überlegungen setzen voraus, dass eine Konditionierung bei der Entwässerung biologisch behandelter Schlämme keine weitere stoffliche Veränderung im Schlammwasser hervorruft und die Nährstoffkonzentration von Schlammwasser und Zentrat gleichgesetzt werden können. Werden anorganische Konditionierungsmittel verwendet, gilt diese Voraussetzung nicht, da Metallsalze, aber auch Kalk, vor allem Phosphate fällen und somit die Phosphatrückbelastung minimie-

ren. Organische Konditioniermittel hingegen weisen einen hohen Eigen-CSB auf, der eine stoffliche Veränderung im Zertrat hervorrufen könnte. Nach Otte-Witte (1996) ist dessen Einfluss auf die Zentratqualität bei einer angepassten Dosierung allerdings als vernachlässigbar einzustufen.

Anhand der Versuchsdaten zur Schlammwasserzusammensetzung biologisch stabilisierter und Löschkalk behandelter Schlämme und eines theoretischen Entwässerungsgrades von 250 kg TR/m³ ergeben sich die in Tabelle 49 aufgeführten Spannen der Nährstofffrachten in Bezug auf 1 m³ behandelten Klärschlamm. Die spezifische Rückbelastung für die Verfahren zur natürlichen Entwässerung flüssiger aerob teilstabilsierter Schlämme in Trocken- und Schilfbeeten ist aus den in den Versuchen ermittelten Sickerwasservolumina und -qualitäten abgeleitet.

Tabelle 49: Spezifische Frachten an gelösten Nährstoffen im Schlammwasser in Bezug auf 1 m³ behandelten Schlamm für die in Kapitel 8.1 bis 8.3 benannten Verfahrensvarianten

	AFS [g/m³]	CSB_f [g/m³]	NH₄-N [g/m³]	PO₄-P [g/m³]
Aerob	n.e.	11-53	0,02-0,9	0,02-1,3
Anaerob	n.e.	362-537	70-141	14-62
Löschkalk	n.e.	1.065-1.773	5,0-7,7	0,04-0,05
Trockenbeet	23-48	62-145	0,3-0,7	0,3-0,7
Schilfbeet	26-35	23-53	0,05-0,09	0,05-0,1
Solare Trocknung	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Bei den Versuchen zur anaeroben Stabilisierung und zur natürlichen Entwässerung bzw. Trocknung konnte kein Einfluss der Umgebungsbedingungen auf die stoffliche Zusammensetzung des Sickerwassers und somit die Nährstofffracht ermittelt werden. Bei der aeroben Stabilisierung und der Löschkalkbehandlung hingegen war ein Einfluss der Umgebungstemperatur auf die Nährstoffkonzentration im Schlammwasser zu beobachten (vgl. Kapitel 7.1.2 und 7.2.2). Somit können die angegebenen Spannen der Nährstofffrachten in Tabelle 49 für diese Verfahren folgendermaßen differenziert werden:

- Bei der aeroben Behandlung sind im Bezug auf das stabilisierte Schlammvolumen mit steigender Umgebungstemperatur höhere Nährstofffrachten zu erwarten. Die jeweils höchsten Werte innerhalb des in Tabelle 49 angegebenen Bereichs sind den mesophilen Behandlungstemperaturen zuzuordnen.
- Bei der Löschkalkbehandlung steigen die Frachten gelösten CSBs in Bezug auf das behandelte Schlammvolumen mit der Temperatur. Die höchsten Werte innerhalb des angegebenen Bereichs in Tabelle 49 beziehen sich somit auf die mesophilen Umgebungstemperaturen. Gleichzeitig begünstigen höhere Temperaturen jedoch die Ammoniakvolatilisierung und folglich eine Reduktion der Ammoniumstickstofffrachten. Demzufolge entsprechen hier die geringsten Frachtangaben den mesophilen Behandlungsbedingungen. Die Phosphatfällung bei Kalkzugabe stand hingegen in keinem Zusammenhang zur Umgebungstemperatur.

8.5 Nutzwertanalyse der Verfahren für variierende Randbedingungen

Entscheidungen für oder gegen ein Verfahrenskonzept werden häufig aus der Erfahrung intuitiv und auch mit guten Resultaten hinsichtlich Funktionalität und Leistungsfähigkeit gefällt. Nichtsdestotrotz besteht gerade darin die Gefahr, dass zum Einen wirtschaftliche Interessen den Entscheidungsprozess vordergründig beeinflussen und zum Anderen Risiken und Potentiale von Verfahrensalternativen unter anderen als bekannten Randbedingungen verkannt werden.

In den folgenden Ausführungen soll daher eine systematische Analyse der Stärken und Schwächen der im Rahmen der vorliegenden Arbeit betrachteten Klärschlammbehandlungsverfahren erfolgen. Dabei werden hauptsächlich die Ergebnisse der praktischen Untersuchungen verwendet. Zudem werden Besonderheiten für variierende klimatische Randbedingungen herausgearbeitet. Eine Kostenanalyse wird hingegen für die zwangsläufig erforderliche Vielzahl zu berücksichtigender standortabhängiger Einflussfaktoren nicht durchgeführt. Eine projektspezifische ökonomische Prüfung muss somit im Einzelfall durch den Planer erfolgen. Die hier dargestellten qualitativen Überlegungen bilden dabei ein einfach erweiterbares Grundgerüst auf dem ein quantitativer Wirtschaftlichkeitsvergleich aufbauen kann.

8.5.1 Voranalyse von Bewertungskriterien

Grundlage qualitativer Verfahrensvergleiche und -bewertungen ist die Festlegung von Bewertungskriterien, nach denen eine Abwägung der Vor- und Nachteile der einzelnen Varianten erfolgen soll. Für die Vielzahl an Verfahrensalter-

nativen zur Schlammbehandlung lassen sich dabei unter Ausklammerung ökonomischer Aspekte drei Bewertungskategorien definieren, die

- die standortabhängigen Anforderungen,
- die verfahrenstechnischen Anforderungen sowie
- die betriebstechnischen Anforderungen

an die einzelnen Technologien umfassen. Entsprechend dieser Katalogisierung können Haupt- und Unterkriterien ausgewiesen werden, auf die der Entscheidungsprozess für oder gegen eine Verfahrensvariante aufgebaut werden soll (Abbildung 95). Für eine vergleichende Analyse muss dabei allerdings vorausgesetzt werden, dass alle Verfahren prinzipiell für denselben Einsatzort geeignet sind und dass alle Bewertungskriterien auch auf alle Verfahren anwendbar sind. Die Herausforderung besteht also darin, relevante Kriterien sowohl für biologische und auch chemische Rohschlammbehandlungsverfahren als auch Varianten zur Trocknung und Entwässerung vorbehandelter Schlämme zu definieren.

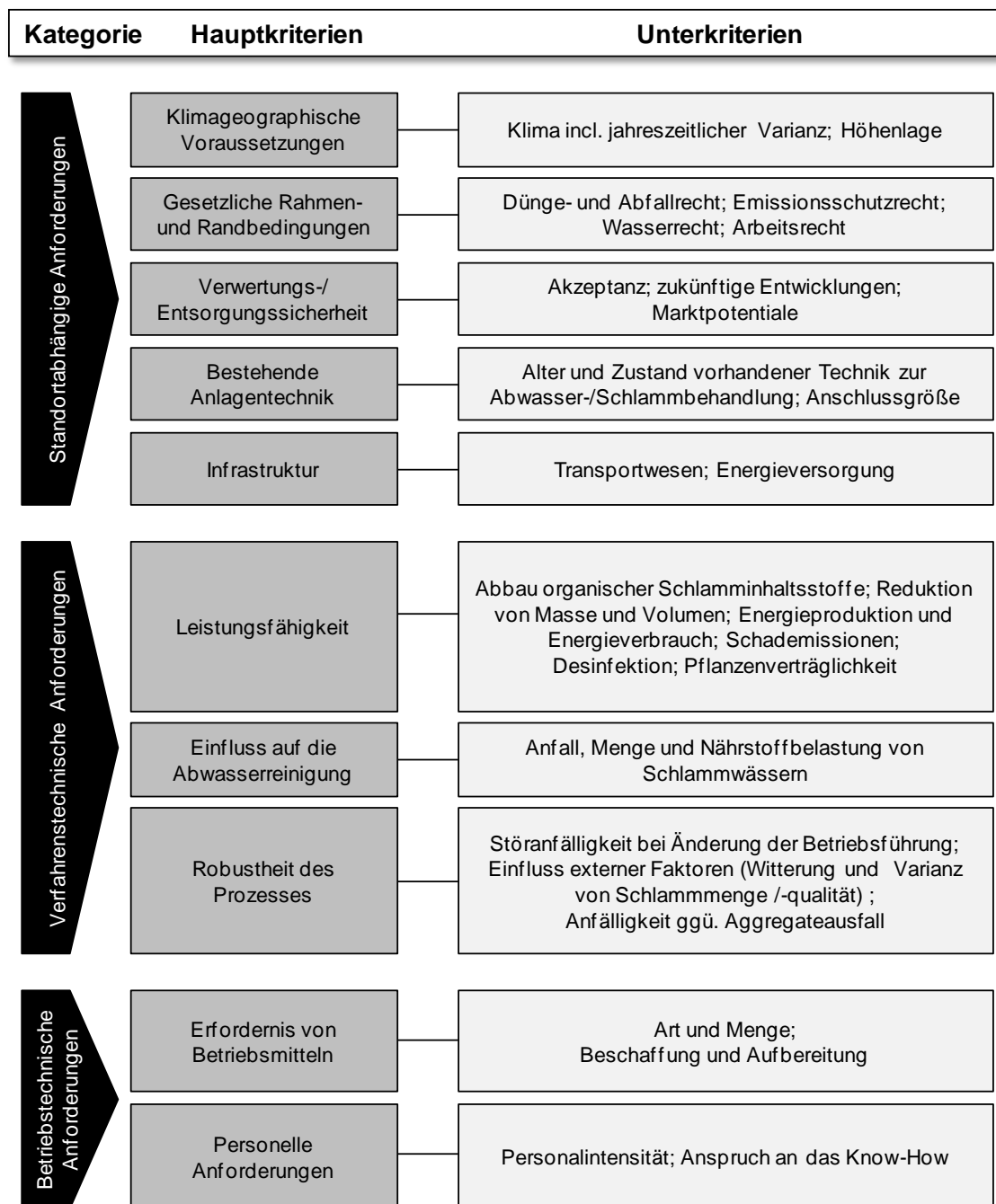


Abbildung 95: Kriterienkatalog für den qualitativen Verfahrensvergleich

8.5.2 Ergebnisse der Nutzwertanalyse

Standortabhängige Faktoren bilden im Allgemeinen die Basis für eine vergleichende Bewertung verfahrens- und betriebstechnischer Anforderungen. Geht man davon aus, dass einzige standortabhängige Variable die Klimafaktoren sind, so lassen sich die einzelnen Behandlungsverfahren untereinander, aber auch für verschiedene klimatische Randbedingungen bzw. Behandlungstemperaturen vergleichen.

Für die Bewertung der Erfüllung verfahrens- und betriebstechnischer Anforderungen werden Nutzwerte gemäß der in Kapitel 4.5.7 beschriebenen Methodik berechnet.

In der Nutzwertanalyse der betrachteten Verfahren der vorliegenden Arbeit wird dabei zwischen drei Behandlungstemperaturen bzw. Klimaten in Anlehnung an die Ergebnisse der praktischen Untersuchungen unterschieden. Die Zielwerte der einzelnen Kategorien sind in Tabelle 50 aufgeschlüsselt. Werden diese mit einer Gewichtung belegt, so sind die gewichteten Zielwerte und der daraus resultierende Nutzwert ermittelbar. Tabelle 51 führt eine beispielhafte Gewichtung und die damit berechneten gewichteten Zielwerte auf. Die sich für diese Gewichtung ergebenden Nutzwerte sind in Abbildung 96 dargestellt.

Tabelle 50: Zielwerte ZW der Verfahrensvarianten zur Klärschlammbehandlung für drei Untersuchungstemperaturen (Zahlenreihung vertikal: Zielwerte für Untersuchungstemperaturen 5 °C, 10/15 °C, 30 °C; bei Entwässerung/Trocknung: Zahlenreihung für kaltes, gemäßigtes, warmes Klima)

Ziel- gruppe	Kriteri- um	Forderung	ge- trennt aerob	anae- rob	Kom- post. + Holz	Brannt kalk	Lösch- kalk	Tro- cken- beet	Schilf- beet	Solare Trock- nung	
Verfahrenstechnische Ziele	Leistungsfähigkeit	Hohe Stoffumsatzrate	5 °C	0,7	0	0,9	0	0	0	-	0
			10/15 °C	0,8	0,2	0,95	0	0	0,05	0,1	0,1
			30 °C	0,9	1	1	0	0	0,1	0,2	0,2
		Hohe Reduktion Masse/Volumen		0,6	0	0,9	0	0	0,2	-	0,15
				0,8	0	0,95	0,2	0,1	0,4	0,5	0,3
				0,8	0,9	1	0,4	0,2	0,7	0,8	0,6
		Keine gasförmigen Schad- emissionen/Gerüche		0,6	0,2	0,5	0,4	0,4	0,6	-	0,6
				0,6	0,2	0,45	0,2	0,3	0,6	0,6	0,6
				0,6	1	0,4	0	0,2	0,6	0,6	0,6
		Weitestgehende Reduktion E. Coli		0,4	0	0,7	1	1	0	-	0,2
				0,4	0,1	0,75	1	1	0,1	0,4	0,2
				0,4	0,4	0,8	1	1	0,2	0,4	0,2
		Pflanzenverträglich mit Düngeeffekt		0,8	0	1	0,4	0,4	0,6	-	0,6
				0,8	0	1	0,4	0,4	0,6	0,8	0,6
				0,8	1	1	0,4	0,4	0,6	0,8	0,6
		Geringe Energieverbrä- uche (inkl. Gewinne)		0,2	0	0,3	0,6	0,4	0,2	-	0,2
				0,1	0,2	0,25	0,6	0,4	0,2	0,2	0,2
				0	0,8	0,2	0,6	0,4	0,2	0,2	0,2

Verfahrenstechnische Ziele	Robustheit des Prozesses	Geringe Wartungsanfälligkeit	0,4	0,4	0,6	0,6	0,6	1	-	1
			0,4	0,4	0,6	0,6	0,6	1	1	1
			0,4	0,4	0,6	0,6	0,6	1	1	1
		Keine Beeinträchtigung bei Stoßbelastung	0,4	0,2	0,6	0,6	0,6	0,8	-	0,8
			0,4	0,2	0,6	0,6	0,6	0,8	0,8	0,8
			0,4	0,2	0,6	0,6	0,6	0,8	0,8	0,8
		Keine Beeinträchtigung durch Witterungseinflüsse	0,6	0,8	0,6	1	1	0,2	-	0,4
			0,6	0,8	0,6	1	1	0,2	0,2	0,4
			0,6	0,8	0,6	1	1	0,2	0,2	0,4
	Einfluss AWR	Geringe Nährstofffracht zur Rückführung in Belebung	0,6	0,4	1	1	0	0,4	-	1
			0,5	0,4	1	1	0	0,4	0,6	1
			0,4	0,2	1	1	0	0,4	0,6	1
Betriebstechnische Ziele	Personelle Anforderungen	Geringer Personalaufwand/ kein anspruchsvolles Know-How notwendig	0,4	0,4	0,6	0,8	0,8	0,8	-	0,8
			0,4	0,4	0,6	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
			0,4	0,4	0,6	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	Betriebsmitteleinsatz	Geringer Betriebsmittelaufwand	1	1	0,4	0,2	0,2	1	-	1
			1	1	0,4	0,2	0,2	1	1	1
			1	1	0,4	0,2	0,2	1	1	1

Tabelle 51: gewichtete Zielwerte GWZ (= G·ZW) der Verfahrensvarianten zur Klärschlammbehandlung für drei Untersuchungstemperaturen (Zahlenreihung vertikal: gewichtete Zielwerte für Untersuchungstemperaturen 5 °C, 10/15 °C, 30 °C; bei Entwässerung/Trocknung: Zahlenreihung für kaltes, gemäßigtes, warmes Klima)

Ziel- gruppe	Kriteri- um	Forderung	G [%]	ge- trennt aerob	anae- rob	Kom- post. + Holz	Brannt kalk	Lösch- kalk	Tro- cken- beet	Schilf- beet	Solare Trock- nung
Verfahrenstechnische Ziele	Leistungsfähigkeit	Hohe Stoffumsatzrate	15	10,5	0	13,5	0	0	0	-	0
				12	3	14,25	0	0	0,75	1,5	1,5
				13,5	15	15	0	0	1,5	3	3
		Hohe Reduktion Masse/Volumen	7,5	4,5	0	6,75	0	0	1,5	-	1,125
				6	0	7,125	1,5	0,75	3	3,75	2,25
				6	6,75	7,5	3	1,5	5,25	6	4,5
		Keine gasförmigen Schad- emissionen/Gerüche	7,5	4,5	1,5	3,75	3	3	4,5	-	4,5
				4,5	1,5	3,375	1,5	2,25	4,5	4,5	4,5
				4,5	7,5	3	0	1,5	4,5	4,5	4,5
		Weitestgehende Reduktion E. Coli	10	4	0	7	10	10	0	-	2
				4	1	7,5	10	10	1	4	2
				4	4	8	10	10	2	4	2
		Pflanzenverträglich mit Dün- geeffekt	10	8	0	10	4	4	6	-	6
				8	0	10	4	4	6	8	6
				8	10	10	4	4	6	8	6
		Geringe Energieverbräuche (inkl. Gewinne)	10	2	0	3	6	4	2	-	2
				1	2	2,5	6	4	2	2	2
				0	8	2	6	4	2	2	2

Verfahrenstechnische Ziele	Robustheit des Prozesses	Geringe Wartungsanfälligkeit	5	2 2 2	2 2 2	3 3 3	3 3 3	3 3 3	5 5 5	- 5 5	5 5 5						
		Keine Beeinträchtigung bei Stoßbelastung	5	2 2 2	1 1 1	3 3 3	3 3 3	3 3 3	4 4 4	- 4 4	4 4 4						
		Keine Beeinträchtigung durch Witterungseinflüsse	5	3 3 3	4 4 4	3 3 3	5 5 5	5 5 5	1 1 1	- 1 1	2 2 2						
		Einfluss AWR	Geringe Nährstofffracht zur Rückführung in die Belebung	10	6 5 4	4 4 2	10 10 10	10 10 10	0 0 0	4 4 4	- 6 6	10 10 10					
		Betriebstechnische Ziele	Personelle Anforderungen	Geringer Personalaufwand/kein anspruchsvolles Know-How notwendig	7,5	3 3 3	3 3 3	4,5 4,5 4,5	6 6 6	6 6 6	6 6 6	- 6 6	6 6 6				
						Betriebsmitteleinsatz	Geringer Betriebsmittelaufwand	7,5	7,5 7,5 7,5	7,5 7,5 7,5	3 3 3	1,5 1,5 1,5	1,5 1,5 1,5	7,5 7,5 7,5	- 7,5 7,5	7,5 7,5 7,5	
									Nutzwert			5 °C	57	23	70,5	51,5	39,5
			10/15 °C	58	29				71,25	51,5	39,5	44,75	53,25	52,75			
			30 °C	57,5	70,75	72	51,5	39,5	48,75	57	56,5						

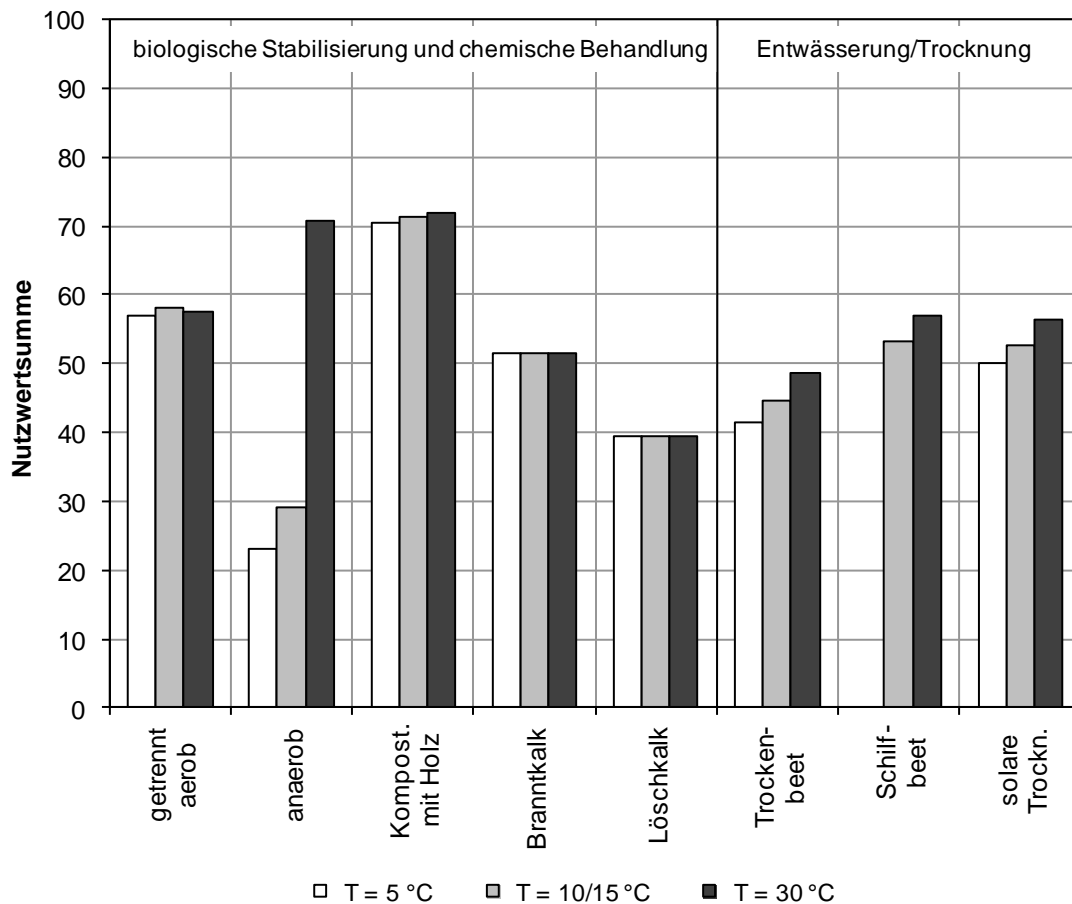


Abbildung 96: Gesamtbewertung der einzelnen Behandlungsverfahren für verschiedene Umgebungstemperaturen

Für die biologische und chemische Behandlung lassen sich aus den Ergebnissen der Nutzwertanalyse folgende Kernaussagen ableiten:

- Die Kompostierung und die anaerob mesophile Behandlung sind die Verfahren mit der höchsten Leistungsbewertung. Bei der Kompostierung werden zudem lediglich geringfügig unterschiedliche Nutzwerte für verschiedene Umgebungsbedingungen ermittelt. Das Verfahren ist demnach in seiner Bewertung weitestgehend vom Klima unabhängig. Dieses Ergebnis ist auf die positive Bewertung steigender Stoffumsatzraten bei höheren Temperaturen zurückzuführen, deren Vorteil wiederum durch höhere Energieeinträge durch die Belüftung der Intensivrotte und weiterer energieverbrauchender Prozesse (z.B. Wenden, Sieben) kompensiert wird.
- Eine anaerobe Stabilisierung ist nur unter mesophilen Umgebungsbedingungen ohne zusätzliche Heizung sinnvoll. Dabei werden hohe Stoffumsatzraten erzielt. Energiegewinne durch Biogasnutzung werden positiv

verbucht. Hohe Nährstofffrachten im Schlammwasser sowie eine erhöhte Störanfälligkeit des Abbauprozesses im Vergleich zu anderen biologischen Verfahren reduzieren die Gesamtbewertung.

- Die getrennt aerobe Behandlung ist das energieintensivste biologische Verfahren. Ähnlich wie bei der Kompostierung werden höhere Stoffumsätze mit steigenden Temperaturen durch höheren Luftbedarf ausgeglichen, so dass die Gesamtbewertung für verschiedene Randbedingungen nur geringfügig voneinander abweicht.
- Die Kalkbehandlung bewirkt keine Stoffumwandlung, trägt aber zumindest temporär zu einer Hemmung der Abbauprozesse und einem hohen Desinfektionserfolg bei. Vorteile bei der Branntkalkbehandlung gegenüber der Löschkalkbehandlung bestehen durch die hohe Wärmefreisetzung.
- Die Verfahren zur natürlichen Entwässerung und Trocknung fallen vor allem durch geringen Personal- und Betriebsmitteleinsatz auf. Bei allen Verfahrensvarianten ist eine deutliche Abhängigkeit der Umgebungsbedingungen auch bei der Verfahrensbewertung erkennbar. Obwohl sich der flächenspezifische Wasseraustrag bei der solaren Trocknung entwässerter Schlämme gegenüber der einfachen Trockenbeetentwässerung flüssiger Schlämme bei den zugrunde gelegten Randbedingungen als geringer erwies, bewirkt die im Vergleich höhere Bewertung der Desinfektionsleistung und der Robustheit des Prozesses sowie das Wegfallen hochbelasteter Sickerwässer einen insgesamt höheren Nutzwert als für die Trockenbeetentwässerung.

Die Ergebnisse der Nutzwertanalyse sind naturgemäß subjektiv geprägt. Daher lässt sich der Einfluss einzelner Kriterien in einer einfachen Sensitivitätsanalyse verdeutlichen. In Anlehnung an die aktuelle Diskussion zur Verschärfung der seuchenhygienischen Qualitätsansprüche bei der Klärschlammverwertung wird die Gewichtung der Forderung „weitestgehende Reduktion E. Coli“ auf 30 % erhöht und alle anderen Kriterien in Relation verringert.

In Abbildung 97 ist die Veränderung der Nutzwertsumme bei höherer Gewichtung der Desinfektion bei den biologischen und chemischen Behandlungsverfahren dargestellt. Dabei wird offensichtlich, dass aerobe und anaerobe Verfahren zur Behandlung flüssiger Klärschlämme auch bei hohen Umgebungstemperaturen deutlich gegenüber der Kalkbehandlung verlieren, selbst wenn letztere keine „echte Stabilisierung“ darstellt. Die Gesamtbewertung der Kalkbehandlung zieht damit mit der aeroben und anaeroben Flüssigschlammstabilisierung

gleich. Die Kompostierung bleibt auch für dieses Szenario das Verfahren mit der höchsten Nutzwertsumme.

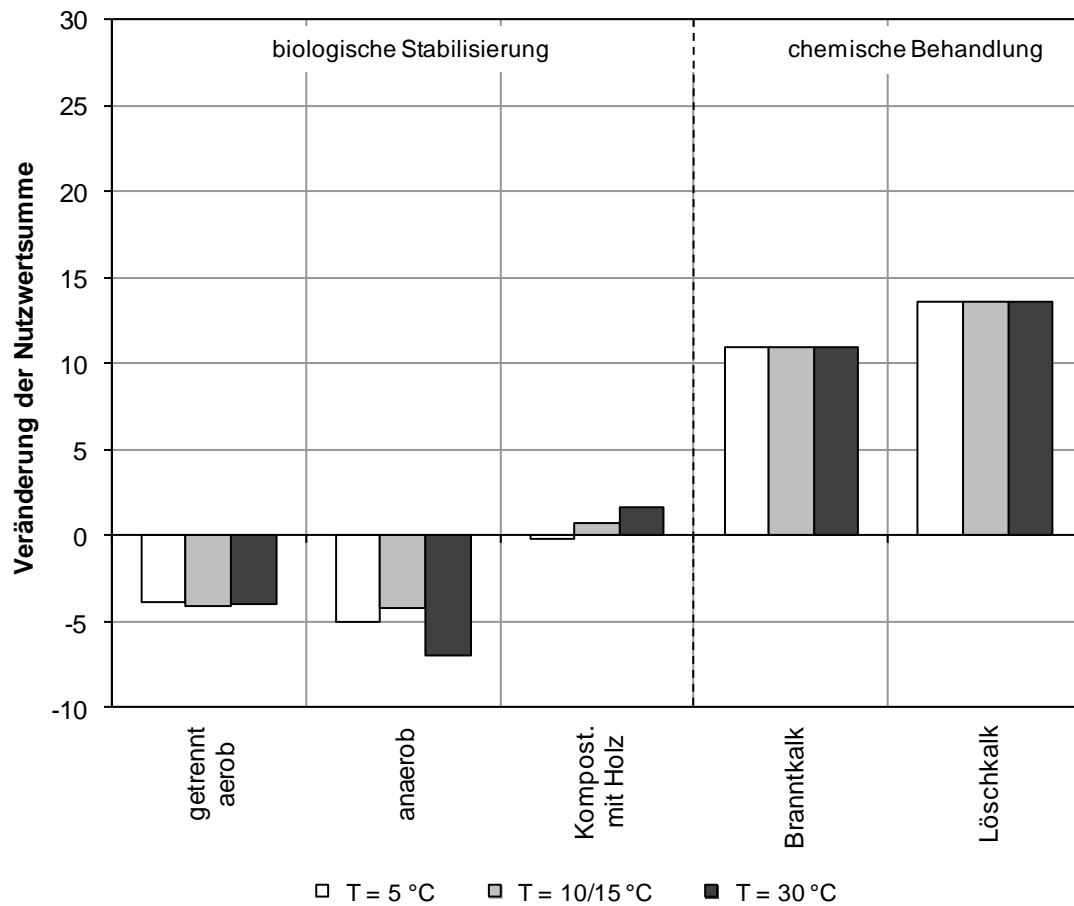


Abbildung 97: Veränderung der Nutzwertsumme bei einer Gewichtung der Desinfektion mit 30 % gegenüber 10 % in Tabelle 51 und Abbildung 96

9 Zusammenfassung und Ausblick

Der Bedarf an angepassten Lösungskonzepten für die Schlammbehandlung und -verwertung ist weltweit unverändert hoch. Für den europäischen Markt wird ein andauerndes Wachstum im Bereich der Umwelt- und Entsorgungstechnologien prognostiziert, der vor allem auf den Export von Technologien in die neuen EU Beitrittsstaaten, aber auch in Entwicklungs- und Schwellenländer zurückzuführen ist.

Eine Übertragung der in Deutschland und Mitteleuropa bewährten Behandlungs- und Entsorgungskonzepte auf geänderte Randbedingungen erfordert jedoch eine sachgerechte Anpassung der überwiegend unter hiesigen Verhältnissen erlangten Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb einzelner Verfahrenstechniken. Die klimageographischen Voraussetzungen spielen dabei eine zentrale Rolle bei der Abwägung von Verfahrensvarianten, bei denen vor allem die Umgebungstemperatur den Behandlungserfolg beeinflusst.

Die vorliegende Arbeit hat somit zum Ziel, verschiedene Behandlungsverfahren für kommunale Klärschlämme bezüglich ihrer Leistungsfähigkeit unter variierenden klimatischen Randbedingungen zu quantifizieren und zu bewerten. Damit soll sowohl eine sachgerechte Auswahl und Dimensionierung geeigneter Technologien, als auch eine sichere Handhabung für unterschiedliche Einsatzbereiche gewährleistet werden.

Maßgebliche Eingangsgröße für die Dimensionierung von Klärschlammbehandlungsverfahren ist die Schlammmenge, die in der Regel aus Betriebsdaten oder anhand von Erfahrungswerten mit Hilfe des deutschsprachigen technischen Regelwerks ermittelt wird. Untersuchungen und Bemessungsmodelle aus der Literatur zeigen jedoch, dass die Absetzprozesse in der Vorklärung und damit die Primärschlammproduktion in Abhängigkeit der Abwasser- bzw. Umgebungstemperatur variieren. Temperatureffekte auf die Primärschlammproduktion werden im Allgemeinen vor allem bei hohen Feststoffgehalten vernachlässigt. Bei der biologischen Abwasserreinigung wird die Temperatur hingegen bei der reaktionskinetischen Beschreibung des biologischen Abbaus und der Überschussschlammproduktion von vornherein berücksichtigt. Hier liefern die in verschiedenen Ländern entwickelten Bemessungsansätze allerdings unterschiedliche Ergebnisse vor allem für höhere Temperaturen. Im Vergleich zur Bezugstemperatur von 15 °C deutscher Empfehlungen errechnet sich für Abwassertemperaturen im Bereich von 25 bis 30 °C beispielsweise eine bis zu 9 % höhere einwohnerspezifische Überschussschlammproduktion, die bei der Auslegung der Klärschlammbehandlung berücksichtigt werden muss.

Zur Untersuchung des Einflusses klimatischer Randbedingungen auf die Behandlung von Klärschlämmen wurden aufbauend auf existierenden Erfahrungen und Bemessungsansätzen gezielt praktische Versuche zur Behandlung kommunaler Rohschlämme unterschiedlicher Qualität in Klimakammern bei 5 bis 30 °C durchgeführt. Neben der getrennten biologischen Stabilisierung im aeroben und anaeroben Milieu erfolgte hier auch eine Behandlung mit Brannt- und Löschkalk unter kontrollierten Bedingungen. Untersuchungen zur natürlichen Entwässerung und Trocknung aerob teilstabilisierter Rohschlämme wurden im Freigelände zu verschiedenen Jahreszeiten durchgeführt. Im Einzelnen wurden hierbei die konventionelle Trockenbeetentwässerung, die Klärschlammvererdung sowie die solare Trocknung betrachtet.

Die Ergebnisse der Klimakammeruntersuchungen bezüglich der biologischen Klärschlammbehandlungsvarianten zeigen, dass der Umsatz organischer Schlamminhaltsstoffe im anaeroben Milieu insgesamt stärker von der Temperatur gesteuert ist als im aeroben Milieu. Hier steigen die Reaktionskonstanten mit rund 9 % pro Grad Temperaturerhöhung etwa um das Dreifache als bei der getrennt aeroben Flüssigschlammstabilisierung.

Prinzipiell ist im aeroben Milieu sowohl bei niedrigen als auch hohen Umgebungstemperaturen unter Berücksichtigung entsprechender Behandlungsdauern eine Vollstabilisation erreichbar. Eine vollständige Stabilisierung bei der anaeroben Behandlung kann hingegen nur bei Faultemperaturen über 25°C erreicht werden, wobei der Biogasertrag von rund 350 NL/kg oTR₀ mit der konventionellen mesophilen Faulung bei 35 °C vergleichbar ist. In warmen Klimaten kann somit eine anaerobe Klärschlammbehandlung effektiv auch in unbeheizten Faulbehältern erfolgen. Die Reduktion pathogener Mikroorganismen (Indikator *Escherichia Coli*) bis zur Vollstabilisation ist im aeroben und anaeroben Milieu mit bis zu 1,5 log-Einheiten vergleichbar. Lediglich bei Vergleichsmessungen unter thermophilen Bedingungen konnten Desinfektionsraten von über 3 log-Einheiten erreicht werden, die den Grenzwertüberlegungen der EU zur seuchenhygienischen Unbedenklichkeit für die landwirtschaftliche Verwertung entsprechen würden.

Bei der Klärschlammkompostierung unter Zusatz organischer Strukturmittel spielt die Umgebungstemperatur hauptsächlich in der Anwärm- und der intensiven Abbauphase des Materials eine Rolle. Die Qualität des Kompostes wird zudem von der Verfahrensführung (z.B. Art und Anteil des Strukturmittels, Regelung der Sauerstoffversorgung und des Wassergehaltes, Umsetzung des Materials) wesentlich beeinflusst. Sowohl unter niedrigen als auch hohen Umgebungstemperaturen werden insgesamt gute Stabilisierungs- und auch Desinfek-

tionserfolge erzielt. Mit der Umgebungstemperatur steigen allerdings der Sauerstoffbedarf für die Intensivrotte und auch die Stickstoffverluste.

Bei der Kalkbehandlung wird die für die Einstellung eines abbauhemmenden Milieus bei pH-Werten von 12,5 notwendige Kalkdosierung in erster Linie von der Qualität des Klärschlammes bestimmt. Die Umgebungstemperaturen üben lediglich einen Einfluss auf die weitergehende Trocknung des Materials aus. In Abhängigkeit des Feststoffgehalts beträgt die notwendige Dosierung bei der Branntkalkbehandlung entwässerter Schlämme 15 bis 45 % der Klärschlamm-trockenmasse. Soll zusätzlich eine ausreichende Erhitzung des Klärschlamm-Kalk-Gemisches auf über 55°C zur weitestgehenden Desinfektion erzielt werden, ist die Dosierung um den Faktor 1,5 bis 2,5 zu erhöhen. Für die Löschkalkbehandlung statisch eingedickten Klärschlammes sind 5 bis 8 kg $\text{Ca(OH)}_2/\text{m}^3$ für eine ausreichende pH-Wert Verschiebung anzustreben. Ein entsprechend mit Kalk behandelter Klärschlamm ist nach seuchenhygienischen Kriterien der EU und auch der US EPA uneingeschränkt stofflich verwertbar.

Bei Verfahren zur natürlichen Klärschlamm-entwässerung und -trocknung vorbehandelter Klärschlämme beeinflusst das Klima sachbedingt entscheidend die Wasserabgabe und somit den Trocknungsfortschritt. Entsprechend der Ergebnisse der Freilandversuche kann der reale Wasserverlust gut durch das empirische Verdunstungsmodell nach Turc-Wendling angenähert werden, sofern im Solartrockner bei hohen Schichtdicken auch die Schlammumwälzung berücksichtigt wird. Damit können für die Dimensionierung relevante Feststoffflächenbelastungen zum Erreichen eines bestimmten Entwässerungs- bzw. Trocknungsziels abgeleitet werden.

Die Empfehlungen zur zulässigen Feststoffflächenbelastung konventioneller Trockenbeetsysteme zur Flüssigschlamm-entwässerung betragen für kalte Klimate im Vergleich zu hiesigen Bedingungen mit 25 bis 55 $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ nur rund die Hälfte, während in warmen Klimaten eine Steigerung um bis zu 100 % möglich ist. Der Wasseraustrag in Trockenbeeten kann durch die Bepflanzung mit Schilf intensiviert werden. Die Schilfpflanze kann dem Klärschlamm dabei mindestens genauso viel Wasser entziehen, wie aufgrund der klimatischen Wasserverdunstung möglich wäre. Auch bei der solaren Trocknung entwässerter Schlämme wird der Trocknungserfolg maßgeblich vom Klima beeinflusst. Hier können die Anlagen in warmen Regionen im Vergleich zu hiesigen Randbedingungen mit 130 bis 150 $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ mit der doppelten Feststofffracht beaufschlagt werden. Eine weitergehende Desinfektion der Schlämme findet mutmaßlich unter Einwirken von UV-Licht bzw. bei einer Volltrocknung im Gewächshaus statt.

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse bieten eine breite Grundlage für die vergleichende Bewertung von Klärschlammbehandlungstechnologien unter verschiedenen klimatischen Randbedingungen. In einer Nutzwertanalyse wird daher eine detaillierte Bewertung der Zielerreichung verfahrenstechnischer und betriebstechnischer Kriterien möglich. Eine Gegenüberstellung der betrachteten Verfahren zur biologischen und chemischen Behandlung zeigt, dass die mesophile anaerobe Faulung und die Klärschlammkompostierung die höchste Gesamtbewertung bei den zugrunde gelegten Wichtungsfaktoren erzielen. Der Einsatz der Kompostierung ist dabei weitestgehend unabhängig von den klimatischen Standortbedingungen. Gleichzeitig wird hierbei ein seuchenhygienisch unbedenkliches Produkt mit einem hohen Düngewert produziert. Werden die Anforderungen an einzelne Behandlungskriterien, z.B. die Desinfektion, höher gewichtet, so wird beispielsweise die Kalkbehandlung in ihrer Bewertung zur mesophilen Faulung konkurrenzfähig. Die natürlichen Verfahren zur Entwässerung und Trocknung zeigen im Vergleich untereinander, dass die Schilfbee- tentwässerung und die solare Trocknung insgesamt vorteilhafter als die Trockenbeetentwässerung sind.

Insgesamt liefert die vorliegende Arbeit somit eine detaillierte Basis für eine sachgerechte Auswahl an Varianten zur Klärschlammbehandlung unter variierenden Klimabedingungen. Die konkreten Bemessungsempfehlungen für die Vollstabilisation erlauben zudem eine differenzierte Dimensionierung. Unter Berücksichtigung weiterer standortabhängiger Faktoren ist mit dem vorgestellten Bewertungssystem ein projektspezifischer Verfahrensvergleich möglich. Die dargestellte qualitative Verfahrensbewertung kann im Anwendungsfall zudem um wirtschaftliche Aspekte quantitativ erweitert werden.

Anwendungsgrenzen der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestehen hinsichtlich der Übertragbarkeit der Versuchsergebnisse auf andere als die hier verwendeten Klärschlammqualitäten, auch wenn die Untersuchungen zur biologischen Stabilisierung beispielsweise zeigten, dass innerhalb der verwendeten Spannbreite der Schlammzusammensetzung praktisch keine Unterschiede auf den Behandlungserfolg zu beobachten waren. Die Empfehlungen zur Bemessung und zum Betrieb beruhen allerdings weitestgehend auf Untersuchungen im Labormaßstab und unter kontrollierten Klimabedingungen. Zielsetzung weiterführender Arbeiten muss daher sein, die in dieser Arbeit erlangten Ergebnisse unter lokalen Randbedingungen in der Großtechnik zu validieren.

Literaturverzeichnis

- AFESD (Arab Fund for Economic and Social Development). 2007. Sludge management project in Greater Cairo. Summary of technical report on composting facility in Al Berka site. Cairo, Egypt (unveröffentlicht).
- Albertson, O.E., Burris, B.E., Reed, S. C., Semon, J.A., Smith, J.E., Wallace, A.T. 1991. Dewatering municipal wastewater sludges. Noyes Data Corporation, New Jersey, USA.
- Albuquerque, J.A., Gonzalves, J., Tortosa, G. Baddi, G.A., Cegarra, J. 2009. Evaluation of „alperujo“ composting based on organic matter degradation, humification and compost quality. *Biodegradation*, Vol. 20, pp. 257-270.
- Anderson, B.C., Mavinic, D.S. 1992. Assessment and application of kinetic reaction rates in pilot-scale semi-continuous aerobic sludge digestion. *Environmental Technology*, Vol. 13 (2), pp. 115-128.
- Andreadakis, A.D. 2000. Treatment and disinfection of sludge using quick lime. Proceedings of the DGE/JRCEC European Commission workshop on „Problems around sludge“, 18.-19.11.1999 in Stresa.
- ATV Arbeitsgruppe AK-13.4. 2010. Leitfaden zur Klärschlamm Entsorgung. DWA Arbeitsbericht. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- ATV/BDE/VKS Arbeitsgruppe 3.1.1. 1994. Stabilisierungskennwerte für biologische Stabilisierungsverfahren. ATV Arbeitsbericht. Korrespondenz Abwasser (41), 3/94, pp. 455-460.
- ATV/DVWK Arbeitsgruppe AK-1.6. 2003. Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren. Dritter Arbeitsbericht Korrespondenz Abwasser, Vol. 50 (6), pp. 796-804.
- ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2. 1988a. Entseuchung von Klärschlamm, Zweiter Arbeitsbericht Korrespondenz Abwasser, Vol. 35 (1), pp. 71-74.
- ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.2.2. 1988b. Entseuchung von Klärschlamm, Dritter Arbeitsbericht. Korrespondenz Abwasser, Vol. 35 (12), pp. 1325-1333.
- ATV-DVWK-A 131. 2000. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Stand 05/2000. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- ATV-DVWK-A 198. 2003. Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- ATV-DVWK-M 368. 2003. Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Stand 04/2003. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- ATV-DVWK-M 279. 2004. Klärschlamm Trocknung., Stand 02/2004. ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

- Bahrs, D. 1978. Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren. Schriftenreihe des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Heft 25.
- Baldauf, S., Bergmeister, S. 2006. Abbauverhalten von ausgewählten organischen Schadstoffen in Klärschlammkomposten bei veränderten Rotteparametern. Diplomarbeit an der Höheren technischen Bundeslehr- und Versuchsanstalt Dornbirn.
- Banegas, V. Moreno, J.L., Garcia, C. Leon, G., Hernandez, T. 2007. Composting of anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. Waste Management, Vol. 27 (10), pp.1317-1327.
- Bau, K. 1986. Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlammvorentwässerung. Schriftenreihe WAR der TU Darmstadt, Band 29.
- Bauerfeld, K., Dockhorn, T., Dichtl, N. 2009. Schlussbericht zum BMBF-Vorhaben „Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen. Verbundprojekt Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser“, TP B4, Förderkennzeichen 02WA0733.
- Baumgärtel, G. 2009. Konsequenzen der gestiegenen Preise für Düngemittel hinsichtlich der Klärschlammverwertung. 6. DWA Klärschlammstage 12.-16.05.2009, Fulda.
- Bean, C.L., Hansen, J.J., Margolin, A.B., Balkin, H., Batzer, G., Widmer, G. 2007. Class B alkaline stabilization to achieve pathogen inactivation. International Journal of Environmental Research and Public Health, Vol. 4 (1), pp. 53-60.
- Beckereit, M. 1988. Kosten der anaeroben Abwasserbehandlung. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Hannover, Band 71.
- Benedek, P., Farkas, P. Literathy, P. 1969. Kinetics of aerobic sludge stabilization. Water Research, Vol. 6 (1), pp. 91-97.
- Bennamoun, L., Belhamri, A., Leonard, A. 2010. Contribution to the modelling of wastewater sludge drying kinetics: Study of the operating conditions effect. 17th International Drying Symposium, 03.-06.10.2010, Magdeburg
- Bergs, C.-G. 2012. Aktueller Stand der Novellierung der Klärschlammverordnung. DWA-Seminar Landwirtschaftliche und landschaftsbauliche Verwertung von Klärschlämmen und Bioabfällen, 5.-6.03.2012, Marburg.
- BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost). 1998. Methodenbuch zur Analyse von Kompost. 4. Auflage Juli 1998. Abfall Now e.V. Verlag, Stuttgart.
- BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost) 2005. Klärschlammkompost im Landschaftsbau. 49. Workshop, 29. November 2004. Informationsdienst der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., H&K No. 1, p.54
- Bidlingmaier, W. 1980. Faktoren zur Steuerung der gemeinsamen Kompostierung von Abwasserschläm mit organischen Strukturmitteln. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 12. Erich Schmidt Verlag, Berlin, Bielefeld, München.

- Bidlingmaier, W. 2000. Biologische Abfallverwertung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C.F., Böhnke, B. 2005. Anaerobtechnik. 2. Auflage, Springer Verlag Berlin, Heidelberg.
- Bittmann, M., Seidel, K. 1967. Entwässerung und Aufbereitung von Chemieschlamm mit Hilfe von Pflanzen, Gas- und Wasserfach, Nr. 108, pp. 488-491.
- Bitton, G. 2005. Wastewater Microbiology. 3rd edition, John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), BMVL (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft). 2002. Gute Qualität und sichere Erträge – wie sichern wir langfristig die Nutzbarkeit unserer landwirtschaftlichen Böden. Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit). 2010. 2. Arbeitsentwurf zur Neufassung der Klärschlammverordnung, Stand: 20.08.2010.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit). 2012. Deutsches Ressourceneffizienzprogramm ProgRess – Programm zur nachhaltigen Nutzung und zum Schutz der natürlichen Ressourcen. Beschluss des Bundeskabinetts vom 29.02.2012, Berlin.
- Böhm, R. 1999. Treatment and disinfection of sludge using quicklime. Proceedings of the DGE/JRCEC European Commission workshop on „Problems around sludge“, 18.-19.11.1999 in Stresa, pp. 95-115.
- Böhnke, B. 1989. Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser, Vol. 36 (9), pp. 1046-1061.
- Bolanz, K., Ostertag, S., Peschen, N., Strauch, D., Zehnender, H. 1988. Klärschlammmentseuchung durch Rohschlammaufkalkung mit nachfolgender mesophiler Faulung. gwf Wasser/Abwasser, Vol. 129 (10), pp. 627-631.
- Braha, A., Groza, G. 2006. Moderne Abwassertechnik – Erhebung, Modellabsicherung, Scale-Up, Planung. Wiley VCH, Weinheim.
- Brauer, H. 1996. Handbuch des Umweltschutzes und der Umweltschutztechnik: Band 1: Emissionen und ihre Wirkungen. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- Breitenbücher, K. 1983. Aerob-thermophile Stabilisierung von Abwasserschlamm. Ergebnisse verfahrenstechnischer Untersuchungen zur umweltfreundlichen Aufbereitung und Verwertung. Reihe Agrartechnik, Hohenheimer Arbeiten, Nr. 125. Verlag E. Ulmer.
- Brinkmann, A. 2007. Vorkommen und Kontrolle lebensmittelrelevanter Mikroorganismen und Verbreitung von Shiga Toxin-bildenden Escherichia Coli in verschiedenen Stadien der Rohwurstherstellung aus konventioneller und ökologischer Produktion. Dissertation an der Tierärztlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Buhr, H.O., Andrews, J.F. 1977. The thermophilic anaerobic digestion process. Water Research, Vol. 11, pp. 129-143.

- Bux, M., Baumann, R. 2003. Solare Trocknung von Klärschlamm. Verbreitung, Leistung und Kosten. *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 50 (6), pp. 732-739.
- Bux, M. 2010. Solare Klärschlamm-trocknung - Stand der Technik und ausgewählte Anlagenbeispiele. DWA Wasserwirtschaftskurs N4, Schlammbehandlung, -verwertung und -beseitigung, Kassel 6.-8.10.2010.
- BV Kalk. 1986. Herstellung und Dosierung von Kalkmilch. 2. Auflage, Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie, Köln.
- BV Kalk. 1987. Technik der Nassschlammmentseuchung mit Kalkmilch. Bundesverband der Deutschen Kalkindustrie, Köln.
- Capizzi-Banas, S., Deloge, M., Remy, M, Schwartzbrod, J. 2004. Liming as an advanced treatment for sludge sanitisation: helminth eggs elimination – *Ascaris* eggs as model. *Water Research*, Vol. 38, pp. 3251-3258.
- chip GmbH und ZEK (Zentrum für Entsorgungstechnik und Kreislaufwirtschaft). 2005. Technologien zur Überschussschlammreduktion bei der biologischen Abwasserbehandlung. Bericht des Forschungsverbunds Ziel-2, Innovative Wassertechnologien – marktgerechte Lösungen für innerbetriebliche Prozesse der Wasserbehandlung.
- Christoulas, D.G., Yannakopoulos, P.H., Andreadakis, A.D. 1998. An empirical model for primary sedimentation of sewage. *Environment International*, Vol. 24, 8, pp. 925-934.
- Csontos, G., Konrad, K. 2011. Kalkprodukte für die Wasserbehandlung. *gwf-Wasser-Abwasser*, Heft 9, pp. 856-865.
- Daenecke, K. 2010. Erstellung von Stoffumsatzmodellen für die aerobe Nachstabilisierung von Klärschlamm. Studienarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig.
- Davies-Colley, R. 2005. Pond disinfection. In: Shilton, A. (Hrsg.). *Pond treatment technology*. IWA Publishing, London.
- Demharter, W. 1987. Zur aeroben Abwasser- und Schlammbehandlung bei meso- und thermophilen Temperaturen – Temperaturabhängigkeit der Abbauleistung und Zusammensetzung der thermophilen Mikroflora. Dissertation an der Ludwig-Maximilian-Universität München.
- Deng, W., Li, X., Yan, J., Wang, F., Chi, Y., Cen, K. 2011. Moisture distribution in sludges based on different testing methods. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 23 (5), pp. 875-880.
- Dichtl, N. 1984. Die Stabilisation von Klärschlämmen unter besonderer Berücksichtigung einer zweistufigen aeroben/anaeroben Prozessführung. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Ruhr Universität Bochum, Nr. 5.
- Dichtl, N., Wendler, D, Schmelz, K-G. 2005. Verfahrenstechniken zur Behandlung von Klärschlamm. In: Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C.F., Böhnke, B. *Anaerobotechnik*. 2. Auflage, Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Dohmann, M. 1993. Bemessung der Belebungsbecken nach dem Ansatz der Hochschulgruppe (HSG-Ansatz). *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 40 (8), p. 1240.

- Drescher, D., Kapp, H. 1994. Restgasentwicklung von Klärschlämmen. Korrespondenz Abwasser, (41), 8/94, pp. 1282-1289.
- DVWK-M 238. 1996. Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Merkblatt 238/1996. GFA, Hennef.
- DWA Arbeitsgruppe AK- 2.2, 2010. Stand der Klärschlamm-Desinfektion im Jahr 2010, Arbeitsbericht. Korrespondenz Abwasser, Vol. 57 (8), pp 777-785.
- DWA-A 118. 2006. Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen, Stand 03/2006. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- DWD (Deutscher Wetterdienst). 2007. Monatsmitteltemperaturen der Periode 1961 bis 1990. http://www.dwd.de/de/FundE/Klima/KLIS/daten/online/nat/index_mittelwerte.htm, 6.6.2007.
- Eickhoff, F.F. 1969. Untersuchungen über die getrennte aerobe Schlammstabilisierung. Veröffentlichung des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Hannover, Heft 33.
- El-Darier, S.M., Youssef, R.S. 2000. Effect of soil type, salinity and allelochemicals on germination and seedling growth of a medical plant *Lepidium sativum* L. *Annals of Applied Biology*, Vol. 136, (3), pp. 273–279.
- Emberger, J. 1993. Kompostierung und Vergärung. Reihe Umweltschutz Entsorgungstechnik Vol.1. Vogel Buchverlag, Würzburg.
- Eriksen, L., Andreasen, P., Ilsoe, B. 1995. Inactivation of *Ascaris suum* eggs during storage in lime treated sewage sludge. *Water Research*, Vol. 30, pp. 1026-1029.
- Europäische Kommission DG Environment. 2010. Working Document on Sludge and Biowaste, DG ENV C2/BZ/tb. 21.09.2010, Brüssel.
- Fair, G.M., Moore, E.W. 1937. Sewage Research – Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. *Sewage Works Journal*, Vol. 9 (1), pp. 3-5.
- Farrel, J.B. 1992. Fecal pathogen control during composting. In: Hointik, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.). *Proceedings of the International Composting Research Symposium*. Ohio State University Press, Columbus, pp. 282-300.
- Farzadkia, M., Mahvi, A.H. 2004. Comparison of extended aeration activated sludge process and activated sludge with lime addition method for biosolids stabilization. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, Vol. 7 (12), pp. 2061-2065.
- Fehrenbach, H., Knappe, F. 2002 Ökobilanzielle Betrachtung von Entsorgungsoptionen für Klärschlamm im Land Schleswig-Holstein. http://www.schleswig-holstein.de/cae/servlet/contentblob/617392/publicationFile/Klaerschamm_pdf.pdf, 17.8.2010.
- Feng, L. Yan, Y. Chen, Y. 2009. Kinetic analysis of waste activated sludge hydrolysis and short-chain fatty acids production at pH 10. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 21, pp. 589-594.

- Ferreiro, N., Soto, M. 2003. Anaerobic hydrolysis of primary sludge: influence of sludge concentration and temperature. *Water Science and Technology*, Vol. 47 (12), pp. 239-246.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F. 1986. Monitoring and evaluating composting process performance. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 58, pp. 272-278.
- Fogiel, A.C., Bernuth, R.D., Michel, F.C. 1999. Experimental verification of the natural convective transfer of ambient air through an ambient airy manure compost media. Paper No. 99-4053. ASAE-CSAE-SCGR Annual International Meeting, 18.-21.7.1999, Toronto, Canada.
- Fricke, K., Turk, T., Vogtmann, H. 1990: Grundlagen zur Kompostierung. EF-Verlag, Berlin.
- Fuhrmann, T., Rudolph, K.-U. 2007. Wastewater ponds and subsequent UV disinfection - a lean cost option for agricultural wastewater reuse. 6th IWA specialist conference on wastewater reclamation and reuse for sustainability. 09.-12.10.2007, Antwerpen, Belgien.
- Gaspard, P.G., Wiart, J. Schwartzbrod, J. 1997. Sludge hygienization: helminth eggs (*Ascaris ova*) destruction by lime treatment. *Recent Research Developments in Microbiology*, Vol. 1, pp. 77-83.
- Girmscheid, G. 2010. Angebots- und Ausführungsmanagement - Leitfaden für Bauunternehmen. VDI Buch, 2. Auflage. Springer Verlag Heidelberg, Dordrecht, London, New York.
- Gödecke, D. 2004. Natürliche Verfahren der Schlammentwässerung, Konventionelle und neue Verfahren. Internetpräsentation des Ingenieurbüros Gödecke. http://www.schlammvererdung.de/downloads/Vortrag_nat_Schlammmentwaesserung_Version%2020040520.pdf, Download am 10.05.2005.
- Goncalves, R.F., Ludovice, M., v. Sperling, M. 2007. Sludge thickening and dewatering. In: Andreoli, C.V., von Sperling, M., Fernandes, F. (Hrsg.) *Biological Wastewater Treatment Series*, Vol. 6, Sludge treatment and disposal. IWA Publishing London, pp. 76-120.
- Gottschall, R. 1984. Kompostierung. Müller-Verlag, Karlsruhe.
- Götze, T., Mauer, G. 2004. Praktische Erfahrungen mit der Vererdung von Klärschlamm, Informationsveranstaltung der ATV-DVWK Nord: Klärschlamm – aktuelle Entwicklungen; Bremen.
- Grube, S. 2009. Aerobe Abwasserreinigung mit nitrifizierenden Belebungsanlagen bei hohen Abwassertemperaturen. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 58.
- Grüning H., Orth H., Knollmann J. 1997. Untersuchungen zum Gaspotential von Faulschlämmen. *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 44 (5), pp. 884-894.
- gtz (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit). 2002. Sewage sludge conversion in Egypt. Abschlussbericht, GTZ - IPP Consult, <http://www2.gtz.de/ecosan/download/IPP-Aegypten.pdf>, Stand 2002
- gtz (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit). 2003. Fachliche Leitlinien Abfallwirtschaft, Stand Januar 2003. Eschborn.

- Günthert, W. 2009. Kommunale Kläranlagen: Bemessung, Erweiterung, Optimierung, Betrieb und Kosten. 3. Auflage, expert Verlag, Renningen.
- Hanel, R. 1984. Die Viskosität von Abwasser und Belebtschlamm. gwf-Wasser/Abwasser. Vol. 125, Heft 8, pp. 390-393.
- Hanisch, B., B. Zacher. 1988. Abwassertechnische Untersuchungen, Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen. In: Bundesumweltamt Berlin. Untersuchungen über den Einsatz von Pflanzen zur Klärschlammmentwässerung. Teilvorhaben eins des sechsteiligen Forschungsberichtes (10301227). Berlin.
- Haug, R.T. 1993. The practical handbook of compost engineering. CRC Press LLC Press, Boca Raton.
- Hazen, A. 1904. On sedimentation. Transactions of the American Society of Civil Engineers, Vol. 53, pp. 45-71.
- Heinß, U, Montangero, A. Strauss, M. Kootatep, T. 2003. Fäkalschlammbehandlung in den Tropen am Beispiel von Vererdungsbeeten, Korrespondenz Abwasser, Vol. 50 (9), pp. 1162-1167.
- Henze, M., Harremoes, P. Cour Janzen, J. Arvin, E. 2002. Wastewater treatment – biological and chemical processes. 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin.
- Hofmann, K. 1991. Entwässerung und Vererdung von Klärschlamm in Schilfbeeten. Dissertation an der Fakultät für Biologie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
- Hruschka, H., Gschöbl, T., Siewert, H. 1999. Die Vererdung von kommunalem Klärschlamm in Schilfbeeten, gwf Wasser Abwasser Vol. 140 (11), pp. 769-773.
- Huang, Q., Chen, T., Gao, D., Huang, Z. 2005. Ambient air temperature effects on the temperature of sewage sludge composting process. Journal of Environmental Sciences, Vol. 17 (6), pp. 1004-1007.
- Idris, A., Yen, O.B., Hamid, M.H.A., Baki, A.M. 2002. Drying kinetics and stabilization of sewage sludge in lagoon in hot climate. Water Science Technology, Vol. 46 (9), pp. 279-286.
- Imhoff, K. 1936. Temperatur und Schlammfaulung. Technisches Gemeindeblatt 1963, Nr.7., p. 162.
- Imhoff, K., Fair, G.M. 1956. Sewage treatment. 2. Auflage, Verlag J. Wiley and Sons, New York.
- Imhoff, K.-R. 1984. Die neue Schlammliste. Dokumentation und Schriftenreihe der ATV aus Wissenschaft und Praxis, Band 11: Schlammbehandlung und Schlambeseitigung, pp. 29-33.
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R. 1990: Taschenbuch der Stadtentwässerung, 27. Auflage. Oldenbourg Verlag, München.
- Imhoff, K. 1996. Schlammstabilisierung – Anaerobe Stabilisierung. In: Leschber, R., Loll, U. (Hrsg.) ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin, pp. 157-162.

- Inden, 1977. Mikrobielle Methanerzeugung aus Biomasse durch anaerobe Fermentation im technischen Maßstab – Systemanalyse und Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Berichte der Kernforschungsanlage Jülich, Programmgruppe Systemforschung u. Technologische Entwicklung, Nr. 1463.
- Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. 2002. Microbiology of composting. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- Iranpour, R., Cox, H.H.J., Kearney, R.J., Clark, J.H., Pincince, A.B., Daigger, G.T. 2004. Regulations for biosolids land application in U.S. and European Union. Journal of Residuals Science and Technology, Vol. 1 (4), pp. 209-214.
- Jamal, A., Norieh, N., Farzadkia, M. 2011. Comparison of aerobic and lime stabilization methods for evaluation of sewage sludge reuse. Journal of Environmental Science Technology, Vol. 4 (2), pp. 182-190.
- Jaworski, N., Lawton, G.W., Rohlich, G.A. 1961. Aerobic sludge digestion. International Journal of Water Pollution, No. 4, pp. 106-114.
- Jenkins, C.J. 1988. Anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge: A lab scale comparison to aerobic digestion with and without lime addition. M.Sc. Thesis, University of British Columbia, Vancouver, B.C.
- Jepsen, S.E., Krause, M., Gruttner, H. 1997. Reduction of fecal streptococcus and salmonella by selected treatment methods for sludge and organic waste. Water Science Technology, Vol. 36 (11), pp. 203-210.
- Jordan, R. 2006. Vegetative Behandlung anaerob stabilisierter Klärschlämme. Schriftenreihe des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 73.
- Kapp, H. 1984. Schlammfaulung mit hohem Feststoffgehalt. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Heft 86.
- Kassner, W., Ostertag, S., Matuschek-Loosen, B. 1988. Flüssig-Klärschlamm-Entseuchung mit Kalk. Vedewa Schriftenreihe, Band 5, Stuttgart.
- Kassner, W. 2003. Solare Klärschlamm-trocknung – spezifische Einsatzbereiche und Betriebsweisen. Klärschlamm aktuell – ausgewählte Beiträge der 3. ATV-DVWK-Klärschlamm-tage, 5.-7.5.2003, Würzburg, pp. 375-389.
- Kehres, B. 2009. Eignung von Klärschlammkompost als Rekultivierungsmaterial im Landschaftsbau. Informationsdienst der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., H&K No. 1, p. 62.
- Kempa, E.S. 1969. Beitrag zur Frage der aeroben Schlammstabilisierung. In: Wissenschaftliche Zeitschrift der Technischen Universität Dresden 16, Heft 4, pp. 1055-1060.
- Klee, O., K. Hofmann. 1988. Biologisch Bakteriologische Untersuchungen. In: Bundesumweltamt Berlin. Untersuchungen über den Einsatz von Pflanzen zur Klärschlamm-entwässerung. Teilvorhaben drei des sechsteiligen Forschungsberichtes (10301227). Berlin.
- Koers, D.A., Mavinic, D.S. 1977. Aerobic digestion of waste activated sludge at low temperatures, in: Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 1977, Vol. 49, pp. 460-468.

- Koers, D.A. 1979. Studies of the control and operation of the aerobic digestion process applied to waste activated sludges at low temperatures. Dissertation, University of British Columbia, Vancouver, B.C.
- Köhlhoff, D., Leschber, R., Niemitz, W. 1996. Klärschlammengen und -beschaffenheit. In: Leschber, R., Loll, U. ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin, pp. 79-86.
- Kollatsch, D. 1998. Klärschlamm als Produkt aus der Abwasser- und Schlammbehandlung Teil 1 und 2. Wasser Abwasser Praxis, Heft 4, pp. 42-48.
- Koppe, P. Stozek, A. 1999. Kommunales Abwasser. 4. Auflage, Vulkanverlag, Essen.
- Kranert, M., Cord-Landwehr, K. 2010. Einführung in die Abfallwirtschaft. 4. Auflage, Vieweg und Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Kroiss, H. 1986. Anaerobe Abwasserreinigung. Wiener Mitteilungen, Nr. 62, Wien.
- Kroiss, H. 2006. Klärschlamm entsorgungskonzepte und Optionen in Europa und angrenzenden Ländern. BMU Expertentagung Perspektiven der Klärschlammverwertung - Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung 06-07.12.2006, Bonn.
- Kulikowska, D., Klimiuk, E. 2011. Organic matter transformations and kinetics during sewage sludge composting in a two-stage system. Bioresource Technology, Vol. 102, pp. 10951-10958.
- Kunz, P.M. 1998. Behandlung von Schlamm. Vogel Verlag, Würzburg.
- LAGA (Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Abfall). 1995. Merkblatt M 10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, Müllhandbuch Kennziffer A6856, Lfg. 3/95.
- Lessard, P., Beck, M. 1988. Dynamic modeling of primary sedimentation. Journal of Environmental Engineering American Society of Civil Engineers, Vol. 114, 4, pp. 753-769.
- Lettinga, G. Hulshoff-Pol, L.W., Zeeman, G. 1996. Biological wastewater treatment, Part 1: Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes Wageningen Agricultural University, the Netherlands.
- Lide, D.R., Frederikse, H.P.R. 1995. CRC Handbook of Chemistry and Physics, 76th Edition. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Litz, N., Rasp, H. 1996. Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm und Klärschlammkompost. In: Leschber, R., Loll, U. ATV-Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage Ernst und Sohn Verlag, Berlin, pp. 531-531.
- Loll, U. 1974. Neue Aspekte zur getrennt aeroben Schlammstabilisation. Korrespondenz Abwasser, Vol. 21 (6), pp. 135-140.
- Loll, U. 1982. Stabilisierungskennwerte bei der anaeroben Ausfäulung von Klärschlämmen. Abwasserbiologischer Fortbildungskurs 11.-15.10.1982, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München.
- Loll, U. 1994. Behandlung von Abwässern aus aeroben und anaeroben Verfahren zur biologischen Abfallbehandlung. In: Wiemer, K., Kern, M. Verwertung biologischer Abfälle. M.I.C. Baeza-Verlag, pp. 281-307.

- Loll, U. 1996. Schlammstabilisierung – Aerobe Stabilisation. In: Leschber, R., Loll, U. ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin, pp. 145-157.
- Loll, U., Möller, U. 1984. Prozessziele der Klärschlammstabilisierung und deren Zusammenhang mit Dimensionierungs-, Betriebs-, und Kontrollparametern. Korrespondenz Abwasser 31, (11), pp. 940-945.
- Loll, U., Möller, U. 1993. Prozessziele der Klärschlammstabilisierung. Müllhandbuch, Kennziffer A3047, Lfg. 1/93. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Ludovice, M. 2006. Sludge stabilization. In: von Sperling, M.; de Lemos Chernicharo, C.A. Biological wastewater treatment in warm climate regions. Volume 2. IWA Publishing, London, Seattle, pp. 1214-1241.
- Ludovice, M. 2007. Sludge Stabilization. In: Andreoli, C.V., M. von Sperling, F. Fernandes (Hrsg.) Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 6, Sludge treatment and disposal. IWA Publishing London, pp. 48-75.
- Madigan, M.T., Martinko, J.M. 2006. Brock Mikrobiologie. 11. Auflage, Pearson Education, München.
- Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., Lettinga, G. 2004. Anaerobic stabilisation and conversion of biopolymers in primary sludge – effect of temperature and sludge retention time. Water Research, Vol. 38, pp. 983-991.
- Makkink, G. F. 1957. Ekzameno de la formulo de Penman. Netherlands Journal of Agricultural Science, Vol. 5.
- Méndez, J.M., Jiménez, B.E., Barrios, J.A. 2002. Improved alkaline stabilization of municipal wastewater sludge. Water Science Technology, Vol. 46 (10), pp. 139-146.
- Meyer, U. 1995. Vergleich der zentralen und dezentralen Kompostierung von Bioabfall, Müllhandbuch Kennziffer A5740, Lfg. 8/95.
- Mirzaee, E., Rafiee, S. Keyhani, A. 2010. Evaluation and selection of thin-layer models for drying kinetics of apricot. Agricultural Engineering International: CIGR Journal, Vol. 12 (2), pp. 111-116.
- Möller, U. 1985. Schlamm-mengen und -beschaffenheit. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft Bochum, Band 7: Neue Lösungsansätze zur Schlammbehandlung, pp. 47-83.
- Möller, U. 1996. Mechanische Abtrennung des Schlammwassers – Natürliche Entwässerung von Klärschlämmen. In: Leschber, R., Loll, U. ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin, pp. 306-317.
- Möller, U. Zingler, E. 1996. Entseuchung von Klärschlamm. In: Leschber, R., Loll, U. ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin, pp. 247-257.
- Morgan, S.F., Gunson, H.G., Littlewood, M.H., Winstanley, R. 1994. Aerobic thermophilic digestion of sludge using air. In: A.M. Bruce, Editor, Sewage Sludge Stabilization and Disinfection, Ellis Horwood Limited, Chichester, pp. 278-292.

- Morisaki, N., Phae, C.G., Nakasaki, K., Shoda, M., Kubota, H. 1989. Nitrogen transformation during thermophilic composting. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, Vol. 67 (1), pp. 57-61.
- Moshage, U. 2004. Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz. Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig, Heft 72.
- Motulsky, H., Christopoulos, A. 2004. Fitting models to biological data using Linear and Nonlinear Regression. A practical guide to curve fitting. Oxford University Press, New York.
- Mudrack, K. 1996. Schlammstabilisierung – Grundlagen und Ziele. In: Leschber, R., Loll, U. ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin.
- Müller-Neuhaus, G. 1971. Untersuchungen über die getrennte Schlammstabilisierung und Folgerungen für die Praxis. In: 2. Abwassertechnisches Seminar – Ausgewählte Kapitel zur Technik der Abwasserreinigung, Berichte aus dem Institut für Wasserwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, Nr. 5, pp. 183-214.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen). 2001. Co-Fermentation von biogenen Abfällen in Faulbehältern von Kläranlagen. Berichte zur Umwelt, Bereich Abwasser, Band 22.
- Neubert, S. 2003. Die Nutzung von Abwasser in der Landwirtschaft aus der Perspektive verschiedener Akteure – Umsetzungshemmnisse und mögliche Strategien in Tunesien. Deutsches Institut für Entwicklungspolitik, Bonn.
- Nielsen, S. 2003. Sludge drying Reed Beds, *Water Science and Technology*, Vol. 48 (5), pp 101-109, IWA Publishing.
- Noland, R.F., Edwards, J.D., Kipp, M. 1987. Full scale demonstration of lime stabilization. EPA-600/2-78-171, US EPA, Cincinnati.
- Nosrati, M., Shojaosadati, S.A., Sreerishnan, T.R. 2006. Thermophilic aerobic digestion of activated sludge; reduction of solids and pathogenic microorganisms. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, Vol. 25 (1), pp. 67-71.
- O'Rourke, J.T. 1968. Kinetics of anaerobic treatment at reduced temperatures. PhD thesis, Stanford University, Stanford, California, USA.
- Obarska-Pempkowiak, H., Tuszyńska, A., Sobocinski, Z. 2003. Polish experience with sewage sludge dewatering in reed systems, *Water Science and Technology*, Vol. 48 (5), pp. 111-117, IWA Publishing.
- Orth, H. 2005. Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Abschlussbericht zum BMBF-Verbundprojekt Exportorientierte F+E auf dem Gebiet Abwasser, Förderkennzeichen 02WA0452. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum.
- Orth, H., Grube, S., Tserashchuk, M. 2009. Bemessungs- und Betriebsparameter des Belebungsverfahrens in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur und stofflichen Eigenschaften. Abschlussbericht zum BMBF-Verbund-

- projekt Exportorientierte F+E auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt A1, Förderkennzeichen 02WA0545. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik, Ruhr-Universität Bochum.
- Orth, I. 2009. Untersuchungen zur Temperaturabhängigkeit des Stoffumsatzes bei der aeroben Nachstabilisierung von Klärschlamm. Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.
- Otte-Witte, R. 1985. Neue Lösungsansätze zur Schlammbehandlung. 3. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft, 24.9.1985. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft, Band 7.
- Ott-Group. 2007. Leistungstabelle für Druckbelüftungssysteme – Modifizierte Richtwerttabelle. <http://www.ott-system.de/index.php?id=888>, download am 13.03.2012.
- Otterpohl, R. 1992. Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows. *Water Science Technology*, Vol. 26 (5-6), pp. 1391-1400.
- Otterpohl, R. 1995. Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebes kommunaler Kläranlagen. Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 151, Aachen.
- Pabsch, H. 2004. Batch humification of sewage sludge in grass beds. Schriftenreihe des Instituts für Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz der Technischen Universität Hamburg-Harburg, Band 48.
- Paulsrud, B., Eikum, A.S. 1984. Experiences with lime stabilisation and composting of sewage sludge. In: Bruce, A.M (Hrsg.). *Sewage sludge stabilisation and disinfection*. Ellis Horwood Ltd, London.
- Pauly, U. Zöllner, T. 2002. Die Klärschlammmerde als Produkt. Klärschlammvererdung mit Schilf. *wlb Wasser, Luft und Boden*, Vol. 46 (3), pp. 59-60.
- Pauly, U., S. Blau, P. v. Borcke, R. v. Sydow, R. Haider. 1997. Zehn Jahre Klärschlammvererdung in Schilfbeeten, Neue Wege der Klärschlammverarbeitung und –verwertung. *Korrespondenz Abwasser* 44, (10), pp. 1812-1822.
- Pecson, B.M., Barrios, J.A., Jiménez, B.E., Nelson, K.L. 2007. The effects of temperature, pH and ammonia concentration on the inactivation of *Ascaris* eggs in sewage sludge. *Water Research*, Vol. 41, pp. 2893-2902.
- Penman, H. L. 1956. Estimating evaporation. *Transaction of the American Geophysical Union*, Vol. 37, 1, pp. 43-50.
- Peschen, N., Matthes, B., Wolf, P. 1985. Hinweise zur Technik der Nachbehandlung von Klärschlamm mit Feinkalk. *Korrespondenz Abwasser*, Vo. 12 (32), pp. 1076-1079.
- Pflanz, P. 1966. Über das Absetzen des belebten Schlammes in horizontal durchströmten Nachklärbecken. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft, TH Hannover.
- Pinnekamp, J., Haber, K., Halft, N., Montag, D., Tondera, K., Yao, G. 2010. Vertiefende Untersuchungen der Randbedingungen und Koordinatorin Kernprojekt A. Abschlussbericht zum BMBF-Verbundprojekt Exportorientierte F+E auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt A1, Förderkennzeichen 02WA0734. Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.

- Pinto, M.T. 2007. Pathogen removal from sludge. In: Andreoli, C.V., von Sperling, M., Fernandes, F. (Hrsg.) Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 6, Sludge treatment and disposal. IWA Publishing London, pp. 120-148.
- Pressinotti, F.C., Krampe, J. 2007. Einsatz des Tropfkörperverfahrens unter verschiedenen länderspezifischen Einflussfaktoren. Abschlussbericht zum BMBF-Verbundprojekt Exportorientierte F+E auf dem Gebiet Abwasser, Teilprojekt A3.1, Förderkennzeichen 02WA0544. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.
- Radke, D. 1996. Schlammförderung. In: Leschber, R., Loll, U. ATV Handbuch Klärschlamm, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin, pp. 111-125.
- Rautenbach, R., Gebel, J., Frye, A., Kollbach, J.S., Dahm, W. 1995. Bilanzierung einer Ammoniak-Strippkolonne unter Berücksichtigung des Dissoziationsgleichgewichtes Ammoniak/Ammonium. Korrespondenz Abwasser, Vol. 42 (1), pp. 48-55.
- Reimers, R.S., Little, M.D., Akers, T.G., Henriques, W.D., Badeaux, R.C., McDonnell, D.B., Mbela, K.K. 1990. Persistence of pathogens in lagoon-stored sludge. Project summary. US Environmental Protection Agency, EPA/600/S2-89/015.
- Reinhofer, M. 1998. Klärschlammvererdung mit Schilf. Dissertation. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft der Technischen Universität Graz. Band 32. Graz.
- Reinhofer, M. 2004. Klärschlammvererdung – Abschlussbericht zur Klärschlammvererdung mit Schilf in der Steiermark. Steiermärkische Landesregierung, Fachabteilung 19A Wasserwirtschaftliche Planung und Siedlungswasserwirtschaft, Fachabteilung 19D Abfall- und Stoffflusswirtschaft (Hrsg). Medienfabrik, Graz.
- Riedel, H., Bogner, T., Marb, C., Siewert, H., Hruschka, H., Atzenbeck, K. 2004. Solare Trocknung – Ergebnisse zweier Untersuchungskampagnen. Korrespondenz Abwasser, Vol. 51 (6), pp. 643-649.
- Riegler, G. 1981. Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlammstabilisierung. Schriftenreihe WAR, Band 7.
- Roberson, J.A., Crowe, T.C. 1993. Engineering Fluid Mechanics. 5th ed., Houghton Mifflin, Boston.
- Roediger, H. 1967. Die anaerobe alkalische Schlammfäulung. gfw Schriftenreihe Wasser, Abwasser, 3. Auflage. R. Oldenbourg Verlag München, Wien.
- Roediger H., Roediger, M., Kapp, H. 1990. Anaerobe alkalische Schlammfäulung. 4. Auflage Oldenbourg Verlag, München, Wien.
- Röske, I., Uhlmann, D. 2005. Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Rodewald-Rudescu, L. 1974. Das Schilfrohr, *Phragmites communis* Trin. Die Binnengewässer - Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten. Band 27. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- Rüffer, H. 1966. Untersuchungen zur Charakterisierung aerob biologisch stabili-sierter Schlamm. In: Vom Wasser, 1966, pp. 254-282.
- Schirm, V. 2005. Entwicklung einer sicheren Methode zur Bioabfallhygienisie-rung mit Kalk. Dissertation am Institut für Hygiene und Infektionskrankhei-ten der Tiere der Universität Hohenheim.
- Schmelz, K.-G. 2006. Klärschlamm-mengen und Entsorgungskosten im Ver-gleich zum europäischen Ausland. BMU Expertentagung Perspektiven der Klärschlammverwertung - Ziele und Inhalte einer Novelle der Klär-schlammverordnung 06-07.12.2006, Bonn.
- Schmidt-Bregas, F., Schulz, A. 1997. Hydraulische Vorgänge in Absetzbecken. In: ATV Handbuch Mechanische Abwasserreinigung, 4. Auflage, Ernst&Sohn Verlag, Berlin.
- Schreiber-Rothschild, R. 1980. Hygienische Untersuchungen bei der Kalkkondi-tionierung von Klärschlamm. Dissertation am Institut für Tiermedizin und Tierhygiene der Universität Hohenheim.
- Schuh, R., Philipp, W., Strauch, D. 1984. Influence of sewage sludge with and without lime treatment on the development of *Ascaris suum* eggs. In: Strauch, D, Havelaar, A.H., L'Hermite, P. (Hrsg.). Inactivation of microorganisms in sewage sludge by stabilization processes. Elsevier Applied Science Publishers, London, New York, pp. 110-113.
- Shimizo, T. Kudo, K., Nasu, Y. 1993. Anaerobic waste-activated sludge digesti-on – a bioconversion mechanism and kinetic model. Biotechnology and Bioengineering, Vol. 41, pp. 1082-1091.
- Smidt, E., Parravicini, V. 2009. Effect of sewage sludge treatment and additio-nal aerobic post-stabilization revealed bei infrared spectroscopy and multi-variate data analysis. Bioresource Technology, (100), 5/09, pp. 1775-1780.
- Smith R. 1969. Preliminary design of wastewater treatment systems. Journal of the Sanitary Engineering Division American Society of Civil Engineers, Vol. 95, SA1, p. 117.
- Soliman, M.F.A.M. 2004 Studies on aerobic sewage sludge stabilisation processes – influence of temperature and feeding mode. In: Hot climate bioconversions, IUT Mitteilungen, Band 3.
- Storm, D.R., Kelly, B., Gannon, G., Meyer, E. 1981. Pathogen survival in lime-stabilized sludge. Biocycle, Vol. 22, pp. 48-51.
- Strauch, D. 1987. Microbiological specifications of disinfected compost. In: Ber-told, M., Ferranti, M.P., L'hermite, P., Zucconi, F. (Eds.). Compost: Pro-duction, Quality and Use. Elsevier, London, pp. 210-229.
- Strauch, D. 1998. Pathogenic microorganisms in sludge. Anaerobic digestion and disinfection methods to make sludge usable as fertiliser. European Water Management, Vol. 1, pp. 12-26.
- Strauch, D., Berg, T. 1980. Mikrobiologische Untersuchungen an einem Verfah-ren zur Verfestigung mit Branntkalk, Das Gas- und Wasserfach, No. 121, p. 493.

- Strauch, D., Schreiber-Rothschild, R. 1980. Mikrobiologische Untersuchungen zur Hygienisierung von Klärschlamm. 8. Mitteilung des Bundesverbands der Deutschen Kalkindustrie, Köln.
- Strauch, D., Schreiber-Rothschild, R., Pfuderer G., Koch, K. 1983. Hygienische Gesichtspunkte der Kalkbehandlung von Abwasser und Klärschlamm. *gwf Wasser/Abwasser*, Vol. 124 (12), pp. 593-600.
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. 2003. Wastewater engineering (Metcalf&Eddy). 4th Edition, Mc. Graw-Hill, New York.
- Tebbutt, T.H.Y., Christoulas, D.G. 1975. Performance relationships for primary sedimentation. *Water Research*, Vol. 9, pp 347-356.
- Thomé-Kozmiensky, K.J. 1998. Klärschlammentsorgung. TK Verlag, Neuruppin.
- Tunstall, B. 2009. The soil heat of hydration measurement. Environmental Research & Information Consortium Australia. http://www.eric.com.au/docs/research/soil/eric_hoh_measurement.pdf, 29.08.2011.
- UBA (Umweltbundesamt). 1994. Untersuchungen zur umwelt- und seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungssysteme. Textveröffentlichung Nr. 60, Berlin.
- Ujang, Z., Henze, M. 2006. Municipal wastewater management in developing countries: Principles and engineering. IWA Publishing, London.
- UN (United Nations). 2010. The Millennium Development Goals Report 2010. United Nations, New York.
- UNEP (United Nations Environment Programme). 2005. Solid waste management. Vol. I, DTI/0782/JA. Nairobi.
- US EPA (US Environmental Protection Agency). 1979. Process design manual for sludge treatment and disposal, EPA 625/1-796-001. US EPA, MERL, Cincinnati.
- US EPA (US Environmental Protection Agency). 1981. Engineering and economic assessment of autoheated thermophilic aerobic digestion with aeration. Report EPA/600/2-81/171. US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- US EPA (US Environmental Protection Agency). 1993. 40 CFR Part 503: Standards for the use or disposal of sewage sludge. Washington D.C.
- von Sperling, M., Andreoli, C.V. 2005. Introduction to sludge management. In: von Sperling, M., de Lemos Chernicharo, C.A. (Hrsg.) Biological wastewater treatment in warm climate regions, Volume II. IWA Publishing, London, pp. 1167-1169.
- von Sperling, M., Goncalves, R.F. 2007. Sludge Characteristics and Production. In: Andreoli, C.V., von Sperling, M., Fernandes, F. (Hrsg.) Biological Wastewater Treatment Series, Vol. 6, Sludge treatment and disposal. IWA Publishing London, pp. 4-30.
- VDI (Verein Deutscher Ingenieure). 2006. VDI-Wärmeatlas. 10. Auflage. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.

- Wecker, A., Weber, N. Schirm, V., Philipp, W., Böhm, R. 2003. Entwicklung einer sicheren Methode zur Bioabfallhygienisierung mit Kalk. WLB Wasser Luft Boden, Vol. 4, pp. 49-52.
- Weisbrodt, W. 1974. Aerobe Behandlung von Primärschlamm. Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München.
- Weischet, W. 1995. Einführung in die allgemeine Klimatologie. Teubner Verlag, Stuttgart.
- Wendling, U. 1995. Berechnung der Gras-Referenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. Wasserwirtschaft, Vol. 85, 12, pp. 602-604.
- Wendling, U., Schellin, H. G., Thomä, M. 1991. Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrar-meteorologischen Beratung. Meteorologische Zeitschrift, Vol. 41, pp. 468-475.
- WHO (World Health Organization). 2006. Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4: Excreta and greywater use in agriculture. WHO Press, Genf.
- Wolter, C. 1998. Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung, Flockung und Schlammhydrolyse. Schriftenreihe des ISWW TH Karlsruhe, Band 91, Karlsruhe.
- World Bank / Swiss Agency for Development Cooperation. 2001. Proceedings of the regional workshop on water reuse in the Middle East and North Africa. Draft summary report. Workshop on water reuse in Cairo, 02.-05.07.2001.
- WPCF (Water Pollution Control Federation). 1985. Clarifier design. Manual of practice FD-8. WPCF, Washington, DC.
- WRC (Water Research Commission). 1984. Theory, design and operation of nutrient removal activated sludge process. Water Research Commission Report TT 16/84, University of Cape Town.
- Yamada, Y., Kawase, Y. 2005. Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. Waste Management, Vol. 26, pp. 49-61.
- Zöllner, K.-T. 2007. Klärschlammvererdung - biotechnische Entwässerung von Klärschlamm. Konferenz zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, 8.-10.10.2007, Osnabrück.

Zitierte Gesetze und Verordnungen

- AbfKlärV. 1992. Klärschlammverordnung. BGBl. I S. 912. Stand 9.11.2010.
- DüMV. 2008. Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung). BGBl. I S. 2524. Stand 14.12.2009.
- 86/278/EWG. 1986. Richtlinie des Europäischen Rates vom 12. 06. 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.

Abkürzungsverzeichnis

Formelzeichen und Analysegrößen

a	[1/d]	Trocknungskonstante
A	[m ²]	Fläche
AFS	[mg/L]	Abfiltrierbare Stoffe (gleichgesetzt mit Feststoffmasse)
B_d	[kg/d]	Fracht eines Stoffes pro Tag
b_d	[g/(E·d)]	Spezifische Fracht eines Stoffes pro Tag
BSB	[mg/L]	Biochemischer Sauerstoffbedarf
CH ₄	[%]	Methangehalt
CO ₂	[%]	Kohlenstoffdioxidgehalt
c_p	[kJ/(kg·K)]	Spezifische Wärmekapazität
CSB	[mg/L]	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	[mm]	Durchmesser
D	[Mg/m ³]	Lagerungsdichte
E	[L/m ² ; [L/(m ² ·a)]]	Evaporation
E. Coli	[log MPN/g TR]	Escherichia Coli
EC	[mS/cm ²]	Elektrische Leitfähigkeit
f_K	[-]	Küstenfaktor
f_{O_2}	[g O ₂ /g oTR _e]	Stöchiometrischer Sauerstoffbedarf bezogen auf die abgebaute organische Feststoffmasse
GR	[-]	Glührückstand
GV	[%]	Glühverlust
h	[m]	Höhe
H	[m ü NN]	Geodätische Höhe
HA _c	[mg/L]	Essigsäureäquivalent
H_u	[MJ/kg TR]	Unterer Heizwert bezogen auf Feststoffmasse
KN	[mg/L; g/kg TR]	Kjeldahl Nitrogen
k	[1/d]	Reaktionskonstante; Reaktionskoeffizient
m	[g; kg; Mg]	Masse
N_{ges}	[mg/L]	Gesamtstickstoff
NH ₄ -N	[mg/L]	Ammoniumstickstoff
NO ₂ -N	[mg/L]	Nitrit-Stickstoff

NO ₃ -N	[mg/L]	Nitrat-Stickstoff
oTR	[kg oTR/m ³]	organische Feststoffmasse
p	[mbar]	Druck
P	[L/m ²]	Niederschlag
P _{ges}	[mg/L]	Gesamtphosphor
pH	[-]	pH-Wert
PO ₄ -P	[mg/L]	Phosphatphosphor
Q	[m ³ ; m ³ /d]	Volumen; Volumenstrom
q _A	[m/d]	Oberflächenbeschickung
R	[L/m ²]	Sickerwasser-/Drainagewasser
r	[kg H ₂ O/d]	Trocknungsrate
R _G	[J/cm ² ; J/(cm ² ·a)]	Globalstrahlung
RGP _{35°C}	[NL/kg oTR ₀]	Restgaspotential bei 35 °C Faultemperatur bezogen auf die zugeführte organische Feststoffmasse
T	[° C]	Temperatur
t	[d]	Zeit
TOC	[mg/L; g/kg TR]	Total organic carbon
TP	[L/m ²]	Transpiration
TR	[kg TR/m ³]	Feststoffmasse (gemessen als Trockenrückstand)
TS	[kg TS/m ³]	Feststoffmasse (gemessen als Trockensubstanz)
V	[m ³]	Reaktorvolumen
V _{Stokes}	[m/s]	Sinkgeschwindigkeit nach Stokes
W _{S,d}	[L/(E·d)]	Einwohnerspezif. Schmutzwasseranfall pro Tag
W	[L/m ²]	Wasseraustrag
x	[-]	Anteil eines Stoffes
X	[mg/L]	Konzentration eines Stoffes
η _{CSB}	[%]	Abbaugrad der Kohlenstoffverbindungen (erfasst als CSB)
η _{N_{org}}	[%]	Abbaugrad organischer Stickstoffverbindungen
η _{oTR}	[%]	Abbaugrad der organischen Feststoffmasse
η _{TOC}	[%]	Abbaugrad des organischen Kohlenstoffs
θ	[-]	Temperaturaktivitätskoeffizient
ρ	[g/L; kg/m ³]	Dichte
Φ	[-]	Transmissionskoeffizient

δ	[-]	Ausnutzungskoeffizient des Luftsauerstoffs bei Druckbelüftungssystemen
ΔQ_v	[kJ/kg H ₂ O]	Spezifische Verdampfungswärme für Wasser

Indices

0	zugeführt; zu Beginn der Behandlungszeit
a	Jahr; jährlich
A	Bezogen auf die Fläche
aerob	Unter aeroben Bedingungen
anaerob	Unter anaeroben Bedingungen
BB	Belebungsbecken
Bel.	Belüftung
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in fünf Tagen
C	Bezogen auf Kohlenstoffelimination
Ca(OH) ₂	Löschkalk
CaO	Branntkalk
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
d	Tag; täglich
D	Drainage
e	eliminiert; abgebaut
end	Zum Ende der Behandlungszeit
f	gelöst
Gas	Faulgas
h	Stunde; stündlich
hyd	hydrolysiert
Intensiv	Bezogen auf die Intensivrotte bei der Kompostierung
krit	kritisch
N	Unter Normbedingungen ermittelt
Nachrotte	Bezogen auf die Nachrotte bei der Kompostierung
oTR	Organische Feststoffmasse
p	partikulär
PB	Bepflanztes Trockenbeet
R	Sickerwasser-/Drainagewasser
Rotte	Bezogen auf die gesamte Rottedauer (Intensiv- und Nachrotte)
RS	Rohschlamm
SKT	Solare Klärschlamm Trocknung

SM	Strukturmittel
SW	Schlammwasser
TB	Trockenbeet
TR	Feststoffmasse
TS	Feststoffmasse
T-W	Turc-Wendling
T-W‘	Turc-Wendling unter Berücksichtigung der Transmission
Umgebung	Bezogen auf die Umgebungstemperatur
v	Bezogen auf Wasserverdampfung
VK	Vorklärung
W	Wasser
ZB	Zulauf Belebungsbecken
ZV	Zulauf Vorklärung

Abkürzungen

AbfKlärV	Klärschlammverordnung
ATV	Abwassertechnische Vereinigung
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
B(a)P	Benz(a)pyren
BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost
BMBF	Bundesministerium für Forschung und Entwicklung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMVL	Bundeministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft
bzw.	beziehungsweise
DümV	Düngemittelverordnung
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
E	Einwohner
EW	Einwohnergleichwert
FAO	Food and Agricultural Organisation of the United Nations
FS	Feuchsubstanz
FS	Faulschlamm
G	Gewichtung
ggf.	gegebenenfalls
GWZ	Gewichteter Zielwert

Hrsg.	Herausgeber
i.d.R.	in der Regel
KBE	Koloniebildende Einheiten
KrW-/AbfG	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen
MPN	Most probable number
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
n	Anzahl
n.e.	Nicht ermittelt
o.a.	oben angeführt
o.ä.	oder Ähnliches
o.g.	oben genannt
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PB	Bepflanztes Trockenbeet
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
PFOA	Perfluorooctansäure
PFOS	Perfluorooctansulfonat
PFT	Perfluorierte Tenside
PS	Primärschlamm
RM	Rohmasse
RS	Rohschlamm
SKT	Solare Klärschlamm-trocknung
TB	Trockenbeet
u.a.	unter anderem
u.U.	unter Umständen
ÜS	Überschussschlamm
US EPA	United States Environmental Protection Agency
v.a.	vor allem
vgl.	vergleiche
WHO	World Health Organization
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil
ZW	Zielwert

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Physiologisch optimale Temperaturbereiche von Mikroorganismen	14
Abbildung 2: Rottephasen bei der Kompostierung.....	17
Abbildung 3: Abhängigkeit der getrennt aeroben und anaeroben Stabilisierungszeit von der Temperatur.....	20
Abbildung 4: Verhältnis von Wasser- und Feststoffanteilen im Klärschlamm	25
Abbildung 5: Heizwert H_u in Klärschlämmen in Abhängigkeit des Wasseranteils und der organischen Substanz	25
Abbildung 6: Schematische Darstellung der Bilanzgrößen zur Berechnung des Wasseraustrags bei natürlichen Entwässerungs- und Trocknungsverfahren	33
Abbildung 7: Betrachtete Verfahren zur Behandlung flüssiger und entwässerter Klärschlämme.....	38
Abbildung 8: Versuchsreaktoren zur Klärschlammfäulung in der Klimakammer und Aufbau der Batchtests zur Ermittlung optimaler Mischungsverhältnissen von Roh- und Impfschlamm sowie des Restgaspotentials	47
Abbildung 9: Reaktoren für die Intensivrotte mit Zwangsbelüftung und Abluffassung und Lagerflächen für die offene Nachrotte	48
Abbildung 10: Vorversuche zur Kalkdosierung und Lagerung des gekalkten Klärschlammes in der Klimakammer mit Abluffassung	48
Abbildung 11: Versuchsanlagen zur solaren Trocknung mit Ventilation und schematischer Aufbau der Trocken- bzw. Schilfbeete	50
Abbildung 12: Arrheniusplot der Versuchsdaten zum Abbau des CSB bei der getrennt aeroben Stabilisierung	55
Abbildung 13: Dichte und dynamische Viskosität von Wasser bei Normaldruck.....	61
Abbildung 14: Sinkgeschwindigkeit und Eliminationsgrad nach Hazen für kugelförmige Feststoffe.....	63
Abbildung 15: Abhängigkeit der Eliminationsleistung von der Absetzzeit für kommunales Rohabwasser.....	64

Abbildung 16: Abhängigkeit der Absetzleistung von der Abwassertemperatur für unterschiedliche Feststoffkonzentrationen im Zulauf der Vorklärung .	65
Abbildung 17: Errechnetes aerobes Mindestschlammalter entsprechend verschiedener Bemessungsansätze für 1.000 EW	77
Abbildung 18: Überschussschlammproduktion aus der Kohlenstoffelimination entsprechend verschiedener Bemessungsansätze für 1.000 EW	78
Abbildung 19: Beispiel für einer BSB-Messung im aerob und anaerob stabilisierten Schlamm, rechts: Detailvergrößerung über 5 Tage.....	84
Abbildung 20: Abbaugrad organischer Substanz und Behandlungsdauer bis zur Vollstabilisierung von kommunalen Rohschlammern unter aeroben und anaeroben Bedingungen bei unterschiedlichen Temperaturen nach Autorenangaben	85
Abbildung 21: Abhängigkeit der Belüftungs- und Faulzeit von der Konzentration zugeführter organischer Substanz	93
Abbildung 22: Gasproduktion der verschiedenen Schlammgemische bei mesophilen Faultemperaturen	93
Abbildung 23: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur getrennt aeroben Stabilisierung	95
Abbildung 24: Abbaugrad der organischen Substanz und des CSBs in Abhängigkeit der Belüftungszeit für verschiedene Temperaturen.....	96
Abbildung 25: Zusammenhang zwischen Restgaspotential nach 28 Tagen Belüftungszeit und abgebauter organischer Feststoffmasse	96
Abbildung 26: BSB ₅ :CSB-Verhältnis zu ausgewählten Probenahmezeitpunkten bei verschiedenen Temperaturen.....	97
Abbildung 27: Abbaugrad des organischen Stickstoffs in Abhängigkeit der Belüftungszeit für verschiedene Temperaturen.....	98
Abbildung 28: Reaktionskoeffizienten für den Abbau organischer Feststoffe nach eigenen Untersuchungen und nach Literaturangaben	101
Abbildung 29: Behandlungsdauer für die getrennt aerobe Stabilisierung bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien nach Tabelle 22 und nach ATV-DVWK-M 368	103
Abbildung 30: Sauerstoff- und Luftbedarf für die getrennt aerobe Flüssigschlammstabilisierung bezogen auf die zugeführte organische Substanz	105

Abbildung 31: Anzahl an E. Coli in den aerob stabilisierten Klärschlämmen (Mittelwert) für alle Behandlungstemperaturen	107
Abbildung 32: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Klärschlamm-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen.....	108
Abbildung 33: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Klärschlammfäulung	109
Abbildung 34: Abbaugrad organischer Substanz und des CSBs in Abhängigkeit der Faulzeit für verschiedene Temperaturen.....	110
Abbildung 35: Gasproduktion der einzelnen Versuchsansätze und Zusammenhang zwischen Restgaspotential nach 28 Tagen Faulzeit und abgebauter organischer Feststoffmasse	111
Abbildung 36: Konzentration an organischen Säuren im Mittel über alle Ansätze bei den verschiedenen Temperaturen sowie Korrelation zum CSB im Schlammwasser	112
Abbildung 37: Bilanzierung der CSB-Fraktionen bei der Fäulung bei 35, 30, 25 und 10 °C, Ansätze ÜS:PS = 2:1	114
Abbildung 38: BSB ₅ :CSB-Verhältnis über die Versuchszeit bei verschiedenen Untersuchungstemperaturen und ÜS:PS-Gemischen.....	115
Abbildung 39: Umsetzungsgrad des organischen Stickstoffs in Abhängigkeit der Faulzeit für verschiedene Temperaturen	116
Abbildung 40: Hydrolysekoeffizienten nach Literaturangaben gemäß Tabelle 30 und eigenen Untersuchungen	119
Abbildung 41: Behandlungsdauer für die Fäulung bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien nach Tabelle 22 und nach ATV-DVWK-M 368 .	121
Abbildung 42: Anzahl an E. Coli der einzelnen Versuchsansätze bei der Fäulung unter mesophilen Bedingungen	123
Abbildung 43: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Klärschlamm-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen.....	124
Abbildung 44: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Kompostierung von Klärschlamm mit organischen Strukturmitteln	125
Abbildung 45: Maximaltemperatur im Rottekörper in Abhängigkeit des Wassergehalts im Gemisch von Rohschlamm mit Holzhäckseln, Stroh und Papier	126

Abbildung 46: Selbsterhitzung bei 14-tägiger Intensivrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen	128
Abbildung 47: Kerntemperatur in der Nachrotte bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen, Umsetzen jeweils nach sieben Tagen	130
Abbildung 48: Massereduktion nach der Intensiv- und der Gesamtrotte in Bezug auf die Rohmasse des Ausgangsmaterials	131
Abbildung 49: Abbaugrad organischer Feststoffe (links) und des TOC (rechts) nach Intensiv- und Gesamtrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen	132
Abbildung 50: Abbaugrad organischer Feststoffe über die Gesamtrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen	133
Abbildung 51: Reduktion an KN nach Intensiv- und Gesamtrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen	134
Abbildung 52: C:N-Verhältnis im Rohmaterial, sowie nach Intensiv- und Gesamtrottezeit für verschiedene Umgebungstemperaturen	136
Abbildung 53: Sauerstoff- und Luftbedarf für die 14-tägige Intensivrotte ...	138
Abbildung 54: Anzahl an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Fertigkompost bei verschiedenen Umgebungstemperaturen	140
Abbildung 55: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Kompost-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen.....	141
Abbildung 56: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Behandlung entwässerter Klärschlämme mit Branntkalk	144
Abbildung 57: Branntkalkdosierung für dreimonatige Lagerung mit $\text{pH} > 12,5 \pm 0,3$ in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes kommunaler Rohschlämme .	145
Abbildung 58: Spezifische Wärmekapazität von eingedicktem und entwässertem Klärschlamm in Abhängigkeit von Feststoffgehalt und Glühverlust.....	147
Abbildung 59: Gemessene Maximaltemperatur über mind. zwei Stunden im Klärschlamm-Branntkalk-Gemisch in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes und der Kalkdosierung bei 20 °C Umgebungstemperatur	148
Abbildung 60: Gemessene Maximaltemperatur im Kalk behandelten Klärschlamm sowie theoretische Wasserverluste nach Löschreaktion und Verdampfung	149

Abbildung 61: Trocknungsverlauf nach Branntkalkzugabe von 0,5 kg CaO/kg TR bei verschiedenen Umgebungstemperaturen	151
Abbildung 62: Zusammenhang zwischen Stickstoffverlust und Maximaltemperatur im Klärschlamm-Branntkalk-Gemisch	153
Abbildung 63: Anzahl an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Klärschlamm-Branntkalk-Gemisch bei verschiedenen Umgebungstemperaturen	154
Abbildung 64: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Gemischen aus mit Branntkalk behandeltem Klärschlamm und Einheitserde zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen	155
Abbildung 65: Arbeitsprogramm für die Untersuchungen zur Behandlung flüssiger Klärschlämme mit Löschkalk	156
Abbildung 66: Löschkalkdosierung in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes ..	157
Abbildung 67: Trocknungsverlauf nach Löschkalkzugabe von 6,7 bis 8,3 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{m}^3$ bzw. 0,25 bis 0,27 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2/\text{kg}$ TR bei verschiedenen Umgebungstemperaturen	158
Abbildung 68: Mittlere absolute und flächenbezogene Trocknungsrate über die dreimonatige Lagerung Löschkalk behandelter Klärschlämme	159
Abbildung 69: Zusammenhang zwischen Stickstoffverlust und Lagerungstemperatur des Klärschlamm-Löschkalk-Gemischs	160
Abbildung 70: Anzahl an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Klärschlamm-Löschkalk-Gemisch bei verschiedenen Umgebungstemperaturen	162
Abbildung 71: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Gemischen aus Löschkalk behandeltem Klärschlamm und Einheitserde zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen	163
Abbildung 72: Arbeitsprogramm und Varianten für die vergleichenden Untersuchungen zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung eingedickter/entwässerter Schlämme im Freiland mit einmaliger Schlammaufgabe im Januar	166
Abbildung 73: Trocknungsverlauf über 15 Wochen bei konventioneller Trockenbeetentwässerung mit unterschiedlichen Schichtdicken	167
Abbildung 74: Trocknungsverlauf über 15 Wochen im Gewächshaus ohne Zwangsbelüftung mit unterschiedlichen Schichtdicken	168

Abbildung 75: Trocknungsverlauf über 13 Wochen in Gewächshäusern mit unterschiedlichen Ventilationsstärken	170
Abbildung 76: Trocknungsverlauf im Trockenbeet und im Gewächshaus mit und ohne Ventilation über 15 Wochen mit dreimaliger Umwälzung pro Woche	172
Abbildung 77: Tagesmitteltemperatur und Globalstrahlung während des Untersuchungszeitraums	174
Abbildung 78: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung ohne Zwangsbelüftung bei verschiedenen Schichtdicken im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten im überdachten Freigelände und im Gewächshaus	175
Abbildung 79: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Trockenbeetentwässerung und solaren Trocknung mit und ohne Zwangsbelüftung bei einheitlich 12 cm Schichtdicke im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten im Freigelände und im Gewächshaus	176
Abbildung 80: Konzentrationen an E. Coli im Ausgangsmaterial und im Trockengut verschiedener Verfahrensvarianten zur solaren Trocknung und Trockenbeetentwässerung nach 15-wöchiger Behandlungszeit	180
Abbildung 81: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kresstest von zwei Kompost-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen	181
Abbildung 82: Arbeitsprogramm für die Varianten der vergleichenden Untersuchungen zur Entwässerung flüssiger Klärschlämme in Trockenbeeten und Schilf bepflanzten Beeten bei regelmäßiger Schlammaufgabe während der Vegetationsperiode	182
Abbildung 83: Feststoffgehalte in den Trockenbeeten (links) und Schilf bepflanzten Beeten ab sechs Stunden nach erster Rohschlammaufgabe	183
Abbildung 84: Tagesmitteltemperatur, Niederschlag und Globalstrahlung während des Untersuchungszeitraums	185
Abbildung 85: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Entwässerung in Trockenbeeten ohne Überdachung und mit Überdachung bei verschiedenen Feststoffflächenbelastungen im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten	186

Abbildung 86: Kumulative Verdunstung gemäß Wasserbilanz für die Ansätze zur Entwässerung in Schilf bepflanzten Beeten bei verschiedenen Feststoffflächenbelastungen im Vergleich zur berechneten Verdunstung aus Klimadaten	187
Abbildung 87: Wasserbilanz für die unbepflanzten und Schilf bepflanzten Trockenbeete	188
Abbildung 88: Konzentrationen an E. Coli im Ausgangsmaterial und im entwässerten Schlamm in den Trocken- und Pflanzenbeeten nach 16-wöchiger Behandlungszeit	191
Abbildung 89: Mittlere Abweichung des Pflanzenertrags beim Kressetest von zwei Kompost-Einheitserden-Gemischen zum Kontrollversuch sowie Abweichung innerhalb der dreifachen Wiederholungen	192
Abbildung 90: Abhängigkeit der Dauer der getrennt aeroben Stabilisierung von der Behandlungstemperatur nach Literatur- und Versuchsdaten	196
Abbildung 91: Abhängigkeit der Dauer der anaeroben Stabilisierung von der Faultemperatur nach Literatur- und Versuchsdaten	199
Abbildung 92: Anteil Strukturmaterial im Klärschlammgemisch in Abhängigkeit vom Feststoffgehalt für verschieden entwässerte Rohschlämme	202
Abbildung 93: Abhängigkeit der Kompostierungsdauer von der Umgebungstemperatur nach Versuchsdaten für die Co-Kompostierung mit Holzhäckseln in zweiwöchiger Intensivrotte und anschließender offener Nachrotte	203
Abbildung 94: Branntkalk- und Löschkalkdosierung in Abhängigkeit des Feststoffgehaltes von Rohschlamm zur Anhebung des pH-Wertes auf 12,5 über drei Monate	206
Abbildung 95: Kriterienkatalog für den qualitativen Verfahrensvergleich	217
Abbildung 96: Gesamtbewertung der einzelnen Behandlungsverfahren für verschiedene Umgebungstemperaturen	223
Abbildung 97: Veränderung der Nutzwertsumme bei einer Gewichtung der Desinfektion mit 30 % gegenüber 10 %	225

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Schmutzfrachten in kommunalem Rohabwasser	6
Tabelle 2: Grenzkonzentrationen im Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung.....	9
Tabelle 3: Richtwerte für die Bemessung der getrennt aeroben Schlammstabilisierung nach ATV-DVWK-M 368	20
Tabelle 4: Richtwerte für die Bemessung der mesophilen Schlammfäulung .	21
Tabelle 5: Betriebskennzahlen für Anlagen zur Mietenkompostierung von Klärschlamm aus mechanisch-biologischer Abwasserreinigung.....	21
Tabelle 6: Dosierungsempfehlung für die Kalkhydratbehandlung kommunaler Klärschlämme	23
Tabelle 7: Verfahrensmerkmale solarer Klärschlamm Trockner nach Angaben deutscher Hersteller	31
Tabelle 8: Kennwerte transparenter Eindeckungsmaterialien solarer Klärschlamm Trocknungsanlagen	32
Tabelle 9: Untersuchte Verfahren und Randbedingungen	41
Tabelle 10: Analysenprogramm für die einzelnen Behandlungsverfahren	42
Tabelle 11: Zusammensetzung flüssiger und entwässerter Rohschlämme.....	43
Tabelle 12: Zusammensetzung flüssiger und entwässerter aerob simultan stabilisierter Klärschlämme	44
Tabelle 13: Physikalische und chemische Bestimmungsmethoden	45
Tabelle 14: Physikalische Kenngrößen für die Löslichkeit von CH ₄ in Wasser und CSB-Äquivalent.....	52
Tabelle 15: Dichte von Luft in Abhängigkeit der Temperatur bei 1.013 mbar ..	57
Tabelle 16: Abstufung von Zielwerten der Nutzwertanalyse.....	58
Tabelle 17: spezifischer Rohschlammanfall und Zusammensetzung für mechanisch-biologische Abwasserreinigung bei Abwassertemperaturen von 15 °C	60
Tabelle 18: Überblick über ausgewählte mechanistische und empirische Vorklärbeckenmodelle	66
Tabelle 19: Ausgewählte Bemessungsmodelle für das aerobe Schlammalter und die Schlammproduktion	72

Tabelle 20: Eingangsparameter für die Bemessung der Überschussschlammproduktion, Schmutzfracht nach ATV-DVWK-A 131, $t_{VK} = 1 \text{ h}$	76
Tabelle 21: Spezifische Primär- und Überschussschlammproduktion nach Berechnungsmodellen im Vergleich zur Schlammliste	79
Tabelle 22: Kriterien zur Bestimmung des Stabilisierungsendpunktes bei der biologischen Klärschlammstabilisierung	82
Tabelle 23: Kriterien für die Klärschlammbehandlung mit Kalk	89
Tabelle 24: Behandlungskriterien für die natürliche Klärschlamm entwässerung und -trocknung	90
Tabelle 25: Reaktionskoeffizienten für den Umsatz organischer Feststoffe und des CSBs nach Versuchsdaten und nach der Arrheniusfunktion	100
Tabelle 26: Reaktionskoeffizienten für den Abbau organischer Feststoffe und CSB nach Literaturangaben	101
Tabelle 27: Behandlungsdauer in Tagen für die getrennt aerobe Stabilisierung der einzelnen Schlamm-mischungen bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien	102
Tabelle 28: Mittlere absolute Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes und nach Stabilisierungsende sowie relativ in Bezug auf das Rohschlammwasser	106
Tabelle 29: Reaktionskoeffizienten für den Gesamtumsatz der organischen Feststoffe und des CSBs sowie für die Hydrolyse	118
Tabelle 30: Hydrolysekoeffizienten nach Literaturangaben	118
Tabelle 31: Behandlungsdauer in Tagen für die Faulung der einzelnen Schlamm-mischungen bis zum Eintreten der Stabilisierungskriterien	121
Tabelle 32: Mittlere Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes und nach Stabilisierungsende sowie relativ in Bezug auf das Rohschlammwasser	122
Tabelle 33: Maximaltemperatur und linearer Temperaturanstieg in der Abbauphase bei der Kompostierung bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen	129
Tabelle 34: Reaktionskoeffizienten für den Abbau der organischen Substanz bei der Kompostierung nach Versuchsdaten und nach der Arrheniusfunktion berechnet	136

Tabelle 35: Behandlungszeiten für die zweistufige Rotte von Rohschlamm mit Holzhäckseln bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen	138
Tabelle 36: Sickerwasseranfall und -belastung bei der Intensivrotte.....	139
Tabelle 37: Anzahl der Tage mit Überschreitung der Rottekerntemperatur von 55 und 60 °C bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen.....	140
Tabelle 38: Trocknungskonstanten bei der Lagerung von Klärschlämmen bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen nach der Branntkalkzugabe	152
Tabelle 39: Mittlere absolute und flächenbezogene Trocknungsrate über die dreimonatige Lagerung Löschkalk behandelter Klärschlämme.....	159
Tabelle 40: Mittlere Stoffkonzentrationen im Schlammwasser des Rohschlammes und nach der Löschkalkbehandlung inkl. dreimonatiger Lagerung sowie relativ in Bezug auf das Rohschlammwasser	161
Tabelle 41: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen für die 15wöchige Trockenbeetentwässerung und solare Trocknung ohne Zwangsbelüftung eingedickter Schlämme, sowie die Flüssigschlammmentwässerung im Trockenbeet.....	169
Tabelle 42: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen für die 13-wöchige solare Trocknung mit und ohne Zwangsbelüftung	171
Tabelle 43: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen für die 15wöchige Trockenbeetentwässerung und solare Trocknung mit und ohne Zwangsbelüftung und Umwälzung.....	173
Tabelle 44: Belastung des Schlammwassers vor der Trocknung und des Sickerwassers der Verfahrensvarianten zur solaren Trocknung und Trockenbeetentwässerung.....	178
Tabelle 45: Belastungskennzahlen und Wasserbilanzgrößen für die 16-wöchige Trockenbeetentwässerung und Vererdung	183
Tabelle 46: Belastung des Schlammwassers vor der natürlichen Entwässerung und des Sickerwassers	189
Tabelle 47: Fest- und Nährstoffgehalte sowie Lagerungsdichte geeigneter organischer Strukturmittel	201
Tabelle 48: Feststoffflächenbelastung und spezifischer Wasseraustrag für natürliche Entwässerungs- und Trocknungssysteme.....	212
Tabelle 49: Spezifische Frachten an gelösten Nährstoffen im Schlammwasser in Bezug auf 1 m ³ behandelten Schlamm	214

Tabelle 50: Zielwerte ZW der Verfahrensvarianten zur Klärschlammbehandlung für drei Untersuchungstemperaturen	219
Tabelle 51: gewichtete Zielwerte GWZ der Verfahrensvarianten zur Klärschlammbehandlung für drei Untersuchungstemperaturen	221
Tabelle 52: Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Quantifizierung des Stoffumsatzes bei der getrennt aeroben Stabilisierung	262
Tabelle 51: Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Quantifizierung des Stoffumsatzes bei der anaeroben Stabilisierung	263
Tabelle 52: Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Quantifizierung des Stoffumsatzes bei der Kompostierung.....	265
Tabelle 53: Parameter der Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Trocknung des Klärschlamm-Brannkalk-Gemischs über die Lagerungszeit	266
Tabelle 54: Parameter der linearen Ausgleichsfunktionen $y = a \cdot t + b$ für die Trocknung des Klärschlamm-Löschkalk-Gemischs über die Lagerungszeit	266

Anhang: verwendete Ausgleichsfunktionen

Verwendete Ausgleichsfunktionen im Programm TableCurve2d (Fa. SYSTAT) :

Nr. 8099: $y = a \cdot e^{(-k \cdot t)}$

Nr. 8100: $y = a \cdot e^{(-k \cdot t)} + b$

Getrennt aerobe Stabilisierung

Tabelle 52: Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Quantifizierung des Stoffumsatzes bei der getrennt aeroben Stabilisierung

	Temp.	Ansatz	Funktion TableCurve2 d	Parameter			r ²
			Nr.	a	b	k	
η_{OTR} [%]	30	alle	8100	53,382	-	0,143	0,991
		1:1	8100	52,774	-	0,146	0,998
		3:2	8100	51,004	-	0,162	0,999
		2:1	8100	56,783	-	0,124	0,991
	20	alle	8100	54,447	-	0,094	0,996
		1:1	8100	53,787	-	0,094	0,996
		3:2	8100	54,874	-	0,096	0,997
		2:1	8100	54,752	-	0,089	0,999
	10	alle	8100	58,013	-	0,058	0,982
		1:1	8100	54,442	-	0,065	0,981
		3:2	8100	69,186	-	0,037	0,996
		2:1	8100	55,249	-	0,061	0,988
	5	alle	8100	57,005	-	0,044	0,983
		1:1	8100	57,843	-	0,055	0,976
		3:2	8100	64,427	-	0,034	0,994
		2:1	8100	56,137	-	0,046	0,987

(Fortsetzung Tabelle 52)

oTR [kg]	30	alle	8099	0,206	0,236	0,142	0,928
	20	alle	8099	0,193	0,239	0,094	0,941
	10	alle	8099	0,191	0,256	0,056	0,974
	5	alle	8099	0,167	0,225	0,042	0,965
η_{CSB} [%]	30	alle	8100	69,693	-	0,119	0,992
	20	alle	8100	66,392	-	0,087	0,977
	10	alle	8100	62,000	-	0,079	0,986
	5	alle	8100	62,405	-	0,050	0,978
CSB [kg]	30	alle	8099	0,260	0,523	0,118	0,989
	20	alle	8099	0,249	0,523	0,083	0,997
	10	alle	8099	0,338	0,595	0,077	0,886
	5	alle	8099	0,182	0,319	0,050	0,984
η_{Norg} [%]	30	alle	8100	42,222	-	0,068	0,889
	20	alle	8100	40,719	-	0,067	0,922
	10	alle	8100	29,869	-	0,071	0,930
	5	alle	8100	30,181	-	0,063	0,887

Anaerobe Stabilisierung

Tabelle 53: Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Quantifizierung des Stoffumsatzes bei der anaeroben Stabilisierung

	Temp.	Ansatz	Funktion TableCurve2 d	Parameter			r^2
			Nr.	a	b	k	
η_{oTR} [%]	35	alle	8100	61,508	-	0,061	0,992
		1:1	8100	62,818	-	0,064	0,999
		3:2	8100	59,610	-	0,062	0,997
		2:1	8100	60,184	-	0,064	0,998

(Fortsetzung Tabelle 53)

η_{oTR} [%]	30	alle	8100	54,704	-	0,039	0,984
		1:1	8100	57,620	-	0,037	0,974
		3:2	8100	50,425	-	0,042	0,999
		2:1	8100	56,440	-	0,034	0,995
	25	alle	8100	58,542	-	0,026	0,989
		1:1	8100	58,572	-	0,027	0,998
		3:2	8100	58,691	-	0,027	0,989
		2:1	8100	62,791	-	0,021	0,996
	10	alle	8100	44,447	-	0,015	0,957
		1:1	8100	36,427	-	0,017	0,991
		3:2	8100	20,599	-	0,015	0,988
		2:1	8100	33,262	-	0,012	0,973
	5	alle	8100	21,530	-	0,0055	0,979
		1:1	8100	28,203	-	0,0040	0,987
		3:2	8100	28,116	-	0,0038	0,978
		2:1	8100	18,096	-	0,0072	0,983
oTR [kg]	35	alle	8099	0,139	0,222	0,060	0,990
	30	alle	8099	0,090	0,105	0,040	0,900
	25	alle	8099	0,150	0,216	0,026	0,978
	10	alle	8099	0,240	0,150	0,013	0,880
	5	alle	8099	0,316	0,086	0,0057	0,823
η_{CSB} [%]	35	alle	8100	53,075	-	0,091	0,984
	30	alle	8100	51,863	-	0,074	0,973
	25	alle	8100	47,515	-	0,059	0,992
	10	alle	8100	28,541	-	0,024	0,962
	5	alle	8100	30,005	-	0,0089	0,944

(Fortsetzung Tabelle 53)

CSB [kg]	35	alle	8099	0,333	0,360	0,092	0,935
	30	alle	8099	0,175	0,172	0,076	0,850
	25	alle	8099	0,380	0,289	0,059	0,888
	10	alle	8099	0,553	0,200	0,026	0,893
	5	alle	8099	0,532	0,223	0,0093	0,893
CSB _p [kg]	35	alle	8099	0,311	0,282	0,083	0,932
	30	alle	8099	0,154	0,115	0,072	0,966
	25	alle	8099	0,338	0,250	0,049	0,898
	10	alle	8099	0,361	0,347	0,019	0,856
	5	alle	8099	0,452	0,268	0,013	0,826
η_{Norg} [%]	35	alle	8100	44,913	-	0,094	0,970
	30	alle	8100	45,057	-	0,079	0,972
	25	alle	8100	33,181	-	0,052	0,979
	10	alle	8100	9,997	-	0,031	0,933
	5	alle	8100	13,701	-	0,0045	0,854

Kompostierung

Tabelle 54: Parameter der kinetischen Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Quantifizierung des Stoffumsatzes bei der Kompostierung

	Temp.	Ansatz	Funktion TableCurve2 d	Parameter			r ²
			Nr.	a	b	k	
η_{OTR} [%]	30	KS: Holz = 30:70	8100	55,420	-	0,046	0,988
	25		8100	54,782	-	0,046	0,994
	20		8100	57,082	-	0,039	0,989
	15		8100	58,612	-	0,034	0,973
	10		8100	61,000	-	0,031	0,973
	5		8100	62,242	-	0,028	0,971

Kalkbehandlung

Tabelle 55: Parameter der Ausgleichsfunktionen ersten Grades für die Trocknung des Klärschlamm-Brantkalk-Gemischs über die Lagerungszeit

	Temp.	Ansatz	Funktion TableCurve2 d	Parameter			r ²
			Nr.	a	b	k	
m _W /m _{TR} [kg/kg]	30	0,5 kg CaO/ kg TR	8099	0,079	3,784	0,067	0,998
	25		8099	0,465	3,304	0,055	0,988
	15		8099	1,535	1,780	0,027	0,964
	10		8099	1,844	1,489	0,025	0,991
	5		8099	1,942	2,095	0,012	0,905

Tabelle 56: Parameter der linearen Ausgleichsfunktionen $y = a \cdot t + b$ für die Trocknung des Klärschlamm-Löschkalk-Gemischs über die Lagerungszeit

	Temp	Ansatz	Parameter		r ²
			a	b	
m _{H₂O} /m _{TR} [kg/kg]	30	0,25 bis 0,27 kg Ca(OH) ₂ / kg TR	-0,0674	24,023	0,966
	25		-0,0584	24,607	0,995
	15		-0,0239	24,568	0,921
	10		-0,0198	24,727	0,978
	5		-0,0137	25,629	0,876

Veröffentlichungen

des Instituts für Stadtbauwesen, Abt. Siedlungswasserwirtschaft, TU Braunschweig

Heft 1*	R. Kayser Ermittlung der Sauerstoffzufuhr von Abwasserbelüftern unter Betriebsbedingungen (1967)	
Heft 2	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen – Grundlagen und Modellversuche (1969)	13,- Euro
Heft 6*	E. Zingler Die Filtration von Abwasserschlämmen II – Die Übertragbarkeit von Laboratoriumsergebnissen auf den technischen Betrieb (1970)	
Heft 15	J. Knoch Untersuchung und biologische Reinigung von Sickerwasser aus Mülldeponien (1974)	13,- Euro
Heft 19*	FESTSCHRIFT FÜR HEINRICH HABEKOST Teil 2: Siedlungswasserwirtschaft (1976)	
Heft 21*	R. Stegmann Auswertung und Prognose von Gewässergütedaten, dargestellt am Beispiel von Meßwerten der Oker und ihrer Nebenflüsse (1976)	13,- Euro
Heft 23	K. Korn Metallgehalte im Sickerwasser von Mülldeponien Ergebnisse von zweijährigen Untersuchungen an 14 Deponien (1977)	13,- Euro
Heft 25*	D. Bahrs Konditionieren von Abwasserschlämmen durch Gefrieren (1978)	13,- Euro
Heft 26*	H.-J. Ehrig Beitrag zum quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt von Mülldeponien (1978) zweite erweiterte Auflage (1980)	
Heft 27*	R. Stegmann Reinigung und Verregnen von Müllsickerwasser unter Betriebsbedingungen - dargestellt am Beispiel der Deponie Venneberg/Lingen (1979)	
Heft 28*	W. Walther Beitrag zur Gewässerbelastung durch rein ackerbaulich genutzte Gebiete mit Lössböden (1979)	
Heft 29*	ASPEKTE DES STADTBAUWESENS zum 70. Geburtstag von Heinrich Habekost Teil B: Siedlungswasserwirtschaft	
Heft 33	Gas- und Wasserhaushalt von Mülldeponien INTERNATIONALE FACHTAGUNG (29.09.-01.10.1982) in Braunschweig	20,- Euro
Heft 34*	Anthropogene Einflüsse auf die Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen, Fallstudien 1982 TAGUNG (14.-15. Oktober 1982) in Braunschweig	
Heft 35*	G. Ermel Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen – Steuerung der Denitrifikation (1983)	
Heft 38	Ablagerung umweltbelastender Stoffe	20,- Euro
	Fachseminar 06.-07. Februar 1985 in Braunschweig	
Heft 39*	Sickerwasser aus Mülldeponien – Einflüsse und Behandlung – Fachtagung 21.-22. März 1985 in Braunschweig	
Heft 40	W. Walther, B. Scheffer und B. Teichgräber Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzen-Versuche zur Stickstoffauswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers (1985)	15,- Euro
Heft 41	H.-J. Ehrig Weitergehende Reinigung von Sickerwässern aus Abfalldeponien (1987)	20,- Euro
Heft 42*	Biologische Stickstoff- und Phosphorelimination in Abwasserreinigungsanlagen Weiterbildungsseminar 26.-27. März 1987 in Braunschweig	20,- Euro

Nach Abtrennung der Abt. Siedlungswasserwirtschaft vom Institut für Stadtbauwesen wird die Reihe ab Heft 43 weitergeführt als:

Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig.

Heft 43	Rashed M. Y. Al-Sa'ed Untersuchungen zur Nitrifikation von Abwässern mit hohen Ammoniumgehalten in Belebungsanlagen INVESTIGATIONS ON NITRIFICATION PROCESS OF AMMONIUM-RICH WASTEWATER IN SINGLE STAGE ACTIVATED SLUDGE SYSTEMS Braunschweig (1987)	20,- Euro
Heft 44*	Artur Mennerich Beitrag zur anaerob-aeroben Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien (1988)	
Heft 45*	Burkhard Teichgräber Zur Nitrifikation von Abwässern mit geringer Säurekapazität (1988)	
Heft 46	Reiner Boll Zur erhöhten biologischen Phosphorentfernung mit dem Belebungsverfahren (1988)	20,- Euro
Heft 47	R. Kayser, Ch. Wolffson (Herausgeber) Kläranlagen zur Stickstoff- und Phosphorelimination Weiterbildungsseminar 16.-17. März 1989	20,- Euro
Heft 48*	W. Walther (Herausgeber) Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen – Diffuser Nitratreintrag, Fallstudien Weiterbildungsseminar, 21.-22. Februar 1990	
Heft 49	Henning Albers Zur biologischen Reinigung von Sickerwasser aus Sonderabfalldeponien (1991)	20,- Euro
Heft 50	Rolf Kayser (Herausgeber) Vergleich verschiedener Bemessungsansätze zur Stickstoffelimination und Garantien für Belüftungseinrichtungen Fachtagung 09.-10. September 1991	20,- Euro
Heft 50 E	Rolf Kayser (Editor) Workshop Nitrogen Removal and Aeration Guarantees, September 9 and 10, 1991 (Englische Originalbeiträge)	15,- Euro
Heft 51	Heribert Dernbach Nutzung von Deponiegas mit hohem HKW-Gehalt und Möglichkeiten der Behandlung (1991)	20,- Euro
Heft 52	Christian Wolffson Denitrifikation von speziellen Abwässern mit externen Kohlenstoffquellen (1992)	20,- Euro
Heft 53	Michael Werner Deponiegas zur Denitrifikation von Sickerwasser aus Mülldeponien (1993)	20,- Euro
Heft 54	Klaus Kruse Langfristiges Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien (1994)	20,- Euro
Heft 55	Joseph Hölscher Stickstoffbilanz für ein durch Kiesgewinnung gestörtes Grundwasser in einem Wassereinzugsgebiet (1994)	20,- Euro
Heft 56	Gösta Ladiges Expertensysteme für Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffelimination in einstufigen Belebungsanlagen (1994)	20,- Euro
Heft 57	Thomas Teichfischer Der Einfluß schwankender Abwasserzusammensetzungen auf die vermehrte biologische Phosphatelimination und Möglichkeiten zur Prozessstabilisierung (1994)	20,- Euro
Heft 58	Hartmut Wicht N ₂ O-Emissionen durch den Betrieb biologischer Kläranlagen (1996)	20,- Euro
Heft 59	Thomas Nellenschulte Modell zur Charakterisierung des Entwässerungsergebnisses von Klärschlämmen (1996)	20,- Euro
Heft 60	Bernd Zacharias Biologische Stickstoffelimination hemmstoffbelasteter Abwässer am Beispiel eines Eisenhüttenwerks (1996)	20,- Euro
Heft 61	J. Müller, N. Dichtl, J. Schwedes (Herausgeber) Klärschlammdeintegration – Forschung und Anwendung Fachtagung 10./11. März 1998	20,- Euro
Heft 62	Liendel Chang Auslegung von einstufigen Belebungsanlagen zur Stickstoffelimination bei Sickerwässern aus Siedlungsabfalldeponien (1998)	20,- Euro

Heft 63	Martin Steensen Chemische Oxidation und biologische Nachreinigung zur weitergehenden Sickerwasserbehandlung (1998)	20,- Euro
Heft 64	Thomas Dockhorn CSB-Elimination in Abhängigkeit vom Typ des Belebungsbeckens (1999)	20,- Euro
Heft 65	Franziska Gromadecki Anwendungsorientierte Betriebsoptimierung von Sickerwasserreinigungsanlagen (2000)	20,- Euro
Heft 66	Julia Kopp Wasseranteile in Klärschlammuspensionen – Messmethode und Praxisrelevanz – (2001)	20,- Euro
Heft 67	Lars Keudel Bestimmung des Absetzverhaltens von belebtem Schlamm zur Bemessung von Kläranlagen nach dem Sequencing Batch Reactor (SBR)-Verfahren (2002)	20,- Euro
Heft 68	Markus Engelhart Anaerober Abbau mechanisch desintegrierten Überschussschlammes (2002)	20,- Euro
Heft 69	Rolf Kloss Vergleich von Verfahren und Reaktoren zur anaeroben Behandlung von Substraten mit hohem Anteil an groben suspendierten Feststoffen (2002)	20,- Euro
Heft 70	Anke Winter Desintegrationsverfahren zur Intensivierung der Schlammfäulung – Großtechnische Vergleiche – (2003)	20,- Euro
Heft 71	Matthias Wittenberg Stoffstromanalyse und Bewertung von Umweltschutzmaßnahmen am Beispiel der Abwasserwirtschaft eines Automobilwerks (2003)	20,- Euro
Heft 72	Uwe Moshage Rheologie kommunaler Klärschlämme - Messmethoden und Praxisrelevanz- (2004)	20,- Euro
Heft 73	Rayko Jordan Vegetative Behandlung anaerob stabilisierter Klärschlämme (2005)	20,- Euro
Heft 74	Thomas Dockhorn Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft (2007)	20,- Euro
Heft 75	Samir Naser Hag Ibrahim Structure, Function and Formation of Anaerobic Granular Sludge (2008)	20,- Euro
Heft 76	Stefanie Wolter Untersuchungen zur Substratabhängigkeit des heterotrophen Ertragskoeffizienten (2009)	20,- Euro
Heft 77	2. Internationales Symposium Abwasserrecycling 04. - 06.11.2009 "Abwasserrecycling – Chancen und Risiken" Tagungsband	20,- Euro
Heft 78	Kai Klinksieg Charakterisierung des Absetzverhaltens von kommunalen Klärschlämmen mit Hilfe rheologischer Messungen (2010)	20,- Euro
Heft 79	Lars Günther Großtechnische Nährstoffrückgewinnung und Schadstoffausschleusung aus kommunalen Klärschlämmen (2011)	20,- Euro
Heft 80	Mohamed Rabie Mohamed Ghazy Sustainable Sewage Sludge Management in Egypt Based on Life Cycle Assessment (2011)	20,- Euro
Heft 81	3. Internationales Symposium Abwasserrecycling 21. - 22.11.2011 "Re-Water Braunschweig" Tagungsband	20,- Euro
Heft 82	Katrin Bauerfeld Einfluss klimatischer Randbedingungen auf die Klärschlammbehandlung (2012)	20,- Euro

^{*}) vergriffen

**Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
der Technischen Universität Braunschweig**

Heft 82

**Herausgeber:
Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft
an der Technischen Universität Braunschweig e.V.**

This work is licensed under a CC-BY 4.0 International License.